

Nutzungsintegrierter Artenschutz für Feldlerche *Alauda arvensis* und Kiebitz *Vanellus vanellus* auf Äckern mit Wintergetreide oder Winterraps

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt von

Dipl.-Geograph Jan-Uwe Schmidt

geboren am 03. April 1974 in Bautzen

Gutachter: Prof. Dr. rer. nat. habil. Arno Kleber
(Technische Universität Dresden)

PD Dr. rer. nat. habil. Hermann Hötter
(Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen)

Prof. Dr. rer. nat. habil. Daniela Sauer
(Georg-August-Universität Göttingen)

Ort und Termin der Abgabe: Dresden, 04.09.2017

Ort und Tag der Verteidigung: Dresden, 05.03.2018

Übereinstimmungserklärung

Die Übereinstimmung dieses Exemplars mit dem Original der Dissertation zum Thema:

Nutzungsintegrierter Artenschutz für Feldlerche *Alauda arvensis* und Kiebitz *Vanellus vanellus* auf Äckern mit Wintergetreide oder Winterraps

wird hiermit bestätigt.

Dresden, 14.06.2018

Jan-Uwe Schmidt

Danksagung

Ich danke auf das allerherzlichste Andreas Timm, Madlen Schimkat, Alexander Eilers, Dr. Winfried Nachtigall, Dr. Joachim Ulbricht, Dr. Hans-Ulrich Bangert, Jonas Krause-Heiber, Stefan Siegel und Hendrik Trapp, die in der „Arbeitsgruppe Bodenbrüterprojekt“ die Projektarbeit gestalteten, Ideen, Entwürfe und Ergebnisse diskutierten und maßgeblich zum Gelingen des Bodenbrüterprojekts beitrugen. Ein herzliches Dankeschön gilt auch allen anderen involvierten Beschäftigten der Sächsischen Vogelschutzwarte Neschwitz, des Fördervereins Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie sowie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft.

Großer Dank gebührt den Landwirten, welche die Maßnahmen auf ihren Flächen umsetzten und durch ihr Interesse am Bodenbrüterschutz wesentlichen Anteil am Erfolg des Projekts hatten. Gleiches gilt für die Erfasser, die durch ihre Beobachtungen einen erheblichen Teil der Datenbasis lieferten.

Des Weiteren sei den das Projekt unterstützenden Verbänden NABU Sachsen e. V., Verein Sächsischer Ornithologen e. V., Sächsischer Landesbauernverband e. V. und Landesjagdverband Sachsen e. V. gedankt.

Ein großes Dankeschön auch an Prof. Dr. Arno Kleber, der als mein Mentor meine Promotion ermöglicht und stets in jeder Hinsicht unterstützt hat. Christopher-Bastian Roettig und Franziska Pfab danke ich sehr für ihre Korrekturhinweise, die der Arbeit den letzten Feinschliff gaben.

Abstract

The populations of many farmland birds have severely declined during the past years. Even (formerly) common species such as the Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) and the Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*) are strongly affected. The declines were mainly caused by agricultural intensification.

In response to the declines, agri-environmental schemes (AES) that integrate protection objectives into agricultural practices are a promising strategy. Until 1992 all EU member states were obliged to develop agri-environment programmes and since this time, AES are widely used. AES are often criticised for being ineffective and expensive. However, good results have been achieved with measures targeted on one bird species and used in projects advising farmers where and how to apply AES. Despite legitimate criticism, AES can help to slow down the declines of farmland bird populations, at least for a transitional period until sustainable agriculture has been established. This requires species-specific AES which are easy to implement and work well for the target species.

In the German federal state of Saxony, such AES were developed and tested from 2009 to 2013 in a state-wide conservation project for ground-nesting farmland birds. Two of the studies with AES for the Skylark (study 1) and the Lapwing (study 2), which were part of scientific research, are presented here.

For the Skylark, Skylark plots were tested at conventionally managed fields with winter cereals (n=10) or winter oilseed rape (n=10). Each field was divided in a test site with skylark plots and a control site without treatment. Skylark plots are unsown plots about 20 m² in size and applied in a density of about two plots per hectare. Further ten fields with winter cereals were in the same way equipped with additional tramlines that were not used for crop management. Both measures aimed to open the otherwise closed crop canopy to allow Skylarks to reach the ground and improve habitat conditions. Skylark territory mapping was carried out to reveal effects of the treatment.

For the Lapwing, 61 lapwing plots were established within conventionally managed winter wheat and winter oilseed rape fields. These unsown fallow plots, mostly 1-2 ha in size, were created during autumn tillage and left bare until next summer. They were meant to provide a breeding site and a habitat for rearing the young. Lapwings and other bird species were mapped at the lapwing plots and nearby control sites. Factors influencing the success of the plots were modelled to obtain information on the design of a well-working AES.

All three measures proved to be working well for the target species. At sites with skylark plots or additional tramlines, Skylark territory densities were about twice as high as at untreated control sites. The lapwing plots were also used about twice as likely as the untreated control sites. The hatching success was significantly higher, too. Particularly successful were large (>2 ha), sparsely vegetated lapwing plots at damp sites traditionally used for breeding. Other species also benefitted, especially from lapwing plots.

The measures are therefore promising to provide positive effects on Skylark or Lapwing populations. They are relatively easy to implement and were repeatedly applied by the farmers involved in the project. Furthermore, synergy effects for other bird and plant species as well as for the biotope network can be expected by establishing lapwing plots at damp sites. The measures are suitable AES which, if widely adopted, have the potential to slow down, stabilise or even reverse the negative population trends. To promote these and to ensure their correct implementation, advice of farmers seems to be necessary, particularly for lapwing plots.

Kurzfassung

Bei vielen Agrarvögeln waren in den vergangenen Jahren starke Bestandsrückgänge zu verzeichnen, wobei mit Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Feldlerche (*Alauda arvensis*) zwei der ehemals häufigsten Arten am stärksten betroffen sind. Hauptursache hierfür ist die Intensivierung der Landwirtschaft.

Eine mögliche Gegenstrategie sind nutzungsintegrierte Artenschutzmaßnahmen, mit denen versucht wird, die Belange des Artenschutzes eng in den landwirtschaftlichen Produktionsprozess einzubetten. Bedeutendstes Umsetzungsinstrument sind hierbei die EU-geförderten Agrarumweltmaßnahmen (AUM), die es seit 1992 in allen Mitgliedsstaaten gibt. Diese erwiesen sich in der Praxis jedoch oft als teuer und wenig erfolgreich. Vielversprechende Resultate wurden meist dann erzielt, wenn die Maßnahmen eng auf die Erfordernisse der Zielart(en) zugeschnitten waren und die Landwirte Beratung und Unterstützung bei der Umsetzung erhielten. Trotz aller Kritik an den AUM können diese zumindest für eine Übergangsphase auf dem Weg zu einer tatsächlich nachhaltigen Landwirtschaft helfen, die drastischen Bestandsrückgänge vieler Agrarvogelarten zu vermindern. Dazu werden aber zielartenspezifische und einfach umsetzbare Maßnahmen benötigt.

Im sächsischen Bodenbrüterprojekt wurden von 2009 bis 2015 nutzungsintegrierte Artenschutzmaßnahmen entwickelt und erprobt. Zwei der projektbegleitenden wissenschaftlichen Studien zu AUM für Feldlerche (Studie 1) und Kiebitz (Studie 2) sind in der vorliegenden Arbeit zusammengefasst.

Für die Feldlerche erfolgten Siedlungsdichteuntersuchungen auf konventionell bewirtschafteten Feldern mit Wintergetreide (n=10) oder Winterhaps (n=10), die jeweils etwa zur Hälfte mit Feldlerchenfenstern bestellt waren, während der Restschlag als Vergleichsfläche diente. Zehn weitere Felder, ausschließlich in Wintergetreide, dienten in gleicher Weise der Erprobung der Anordnung zusätzlicher, für die Bewirtschaftung nicht benötigter Fahrgassen. Feldlerchenfenster sind ca. 20 m² große Saatlücken, die in einer Dichte von etwa zwei Fenstern je Hektar, ebenso wie die zusätzlichen Fahrgassen, die ansonsten dichten Kulturbestände öffnen und dadurch die Besiedlung durch die Zielart erleichtern.

Für den Kiebitz wurden 61 Kiebitzinseln in konventionell bewirtschafteten Wintergetreide- und Winterhapsfeldern angelegt. Dies waren selbstbegrünte, meist 1-2 ha große Brachen, die bei der Herbstbestellung zwar bearbeitet, aber nicht gesät wurden. Im folgenden Frühjahr sollten die Flächen der Brut und Jungenaufzucht dienen. Die Untersuchungen beinhalteten Erfassungen der Zielart und weiterer Vogelarten auf den Kiebitzinseln und Vergleichsflächen sowie die statistische Modellierung verschiedener Faktoren für den Erfolg der Flächen.

Im Ergebnis erwiesen sich alle drei Maßnahmen als erfolgreich. Auf Flächen mit Feldlerchenfenstern und zusätzlichen Fahrgassen war die Territoriedichte der Zielart etwa doppelt so hoch wie auf den Vergleichsflächen ohne Maßnahme. Die Kiebitzinseln wurden gleichfalls annähernd doppelt so oft von Kiebitzen besiedelt wie die Kontrollflächen. Der Schlupferfolg war signifikant höher. Besonders erfolgreich waren große (ca. >2 ha), spärlich bewachsene Kiebitzinseln an traditionell als Brutplatz genutzten Nassstellen. Insbesondere im Falle der Kiebitzinseln profitierten auch andere Arten.

Die untersuchten Maßnahmen sind daher grundsätzlich geeignet, positive Effekte auf die Bestände von Feldlerche oder Kiebitz zu entfalten. Sie sind zudem vergleichsweise einfach umsetzbar und wurden von den am Projekt beteiligten Landwirten wiederholt realisiert. Mit der Anlage von Kiebitzinseln an Nassstellen lassen sich zudem Synergieeffekte für andere Tier- und Pflanzenarten sowie für den Biotopverbund erzielen. Die untersuchten Maßnahmen stellen damit geeignete AUM dar, die bei hinreichender Anwendung das Potenzial haben, die derzeit negativen Bestandstrends der Zielarten zu verlangsamen, zu stabilisieren oder sogar umzukehren. Zur Förderung der Umsetzung erscheint insbesondere im Fall der Kiebitzinseln eine fachliche Beratung der Landwirte unabdingbar.

Inhalt

<i>Abbildungsverzeichnis</i>	iv
<i>Tabellenverzeichnis</i>	vii
<i>Abkürzungsverzeichnis</i>	ix
1 Einleitung	1
2 Rückgang der Agrarvögel	5
3 Zielarten	11
3.1 Feldlerche (<i>Alauda arvensis</i>)	11
3.1.1 Verbreitung, Bestand und Bestandsentwicklung	11
3.1.2 Lebensraumanspruch und Siedlungsdichte	13
3.1.3 Phänologie und Brutbiologie	15
3.2 Kiebitz (<i>Vanellus vanellus</i>)	18
3.2.1 Verbreitung, Bestand und Bestandsentwicklung	18
3.2.2 Lebensraumanspruch und Brutplatzwahl	19
3.2.3 Phänologie und Brutbiologie	21
4 Nutzungsintegrierter Artenschutz	25
4.1 Konzeption	25
4.2 Agrarumweltmaßnahmen für die Feldlerche	28
4.2.1 Vorbemerkungen	28
4.2.2 Feldlerchenfenster	28
4.2.3 Weitreihige Saat	32
4.2.4 Fahrgassen	33
4.3 Agrarumweltmaßnahmen für den Kiebitz	34
4.3.1 Vorbemerkungen	34
4.3.2 Kiebitzinseln	35
5 Material und Methoden	39
5.1 Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen	39
5.2 Arbeitsgebiet	40
5.3 Erarbeitung der Maßnahmen	40
5.3.1 Vorbemerkungen	40
5.3.2 Feldlerchenfenster	40
5.3.3 Zusätzliche Fahrgassen	40
5.3.4 Kiebitzinseln	41

5.4	Umsetzung der Maßnahmen	42
5.5	Datenerfassung im Gelände	42
5.6	Statistische Modellierung	43
5.6.1	Genereller Ansatz	43
5.6.2	Zielvariablen	44
5.6.3	Einflussvariablen	46
5.6.4	Modellansatz	52
5.6.5	Linkfunktion	52
5.6.6	Statistischer Rahmen	53
5.6.7	Fittingmethode	54
5.6.8	Software	54
5.6.9	Modellierungsansatz	55
5.6.10	Entwurf und Validierung der Ausgangsmodelle	56
5.6.11	Modellberechnung	58
5.6.12	Modellüberprüfung	59
5.6.13	Post-hoc-Tests	59
5.6.14	Modellvorhersagen	60
5.6.15	Zusammenstellung der Ergebnisse	60
6	Studie 1 – Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen	63
6.1	Introduction	64
6.2	Methods	66
6.2.1	Study area	66
6.2.2	Measures	66
6.2.3	Evaluation of measures	66
6.2.4	Statistics	67
6.3	Results	70
6.3.1	Effects on the Sky Lark territory density	70
6.3.2	Practicability and acceptance	70
6.4	Discussion	73
6.5	Conclusion	74
	Acknowledgements	75
	Funding	75
	References	75
	Online Supplementary Material	80

7	Studie 2 – Kiebitzinseln	86
7.1	Introduction	88
7.2	Material & methods	89
7.2.1	Study area	89
7.2.2	Measure	89
7.2.3	Data collection	90
7.2.4	Data processing for statistical modelling	90
7.2.5	Statistics	92
7.2.6	Predictions	93
7.3	Results	94
7.4	Discussion	99
7.4.1	Lapwings' plot occupancy	99
7.4.2	Factors affecting plot acceptance	99
7.4.3	Factors influencing hatching success	101
7.4.4	Additional benefits for other species	102
7.5	Conclusions	102
	Acknowledgements	102
	References	103
	Online Supplementary Material	108
	Suppl. materials 1 – additional figures and tables	108
	Suppl. materials 2 – measure description	116
8	Erweiterte Zusammenfassung	119
	Literatur	125
	Abbildungsnachweis	158
	Anhang	161

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Bestandsindex der Agrarvogelarten (Farmland Bird Indicator) für Europa (EU27-Staaten, Schweiz [CH] und Norwegen [NO]) und Deutschland	5
Abb. 2:	Anteile von gefährdeten Arten und Arten der Vorwarnliste der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (5. Fassung) nach Brutlebensräumen	5
Abb. 3:	Entwicklung der Erträge ausgewählter Ackerkulturen und des Grünlands in Deutschland von 1950 bis 2015 in Index-%	7
Abb. 4:	Inlandsabsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Deutschland in Index-%	7
Abb. 5:	Mais mit bodendeckender Begleitvegetation, bereits mit Herbiziden behandelt	7
Abb. 6:	Mais ohne Begleitvegetation infolge Herbizidgabe	7
Abb. 7:	Fertiggestellte Kapazitäten für Drainage und Beregnung landwirtschaftlicher Nutzflächen in der DDR 1960 bzw. 1963 bis 1989	8
Abb. 8:	Anteil verschiedener Kulturen und der Brachen am Ackerland Deutschlands 1950-2015 in %	8
Abb. 9:	Extensiv bewirtschafteter, schütterer Sommerroggen Ende Mai	8
Abb. 10:	Intensiv bewirtschafteter, dichter Winterraps Anfang Mai	8
Abb. 11:	Feldweg ohne Rain	8
Abb. 12:	Jagdstrecken von Rotfuchs, Marderartigen und Neozoen in Deutschland	8
Abb. 13:	intensiv konventionell bewirtschaftete Wintergerste, Draufsicht Mitte Juni	17
Abb. 14:	extensiv bewirtschaftete Wintergerste mit saisonalem Dünge- und Spritzmittelverzicht, Draufsicht Mitte Juni	17
Abb. 15:	warnendes Kiebitzmännchen	18
Abb. 16:	Kiebitznest	18
Abb. 17:	Nassstelle in Wintergetreide Anfang März	22
Abb. 18:	Sommergerste Ende April (rechts) im Vergleich mit Wintergerste (links)	22
Abb. 19:	Schwarzbrache, später mit Mais bestellt; die Stangen markieren ein Kiebitznest zum Schutz vor Zerstörung durch die weitere Bearbeitung	22
Abb. 20:	Acker mit Sonnenblumen Anfang Mai; Neststandort zwischen den Stangen	22
Abb. 21:	begrünte (Blüh-)Brache mit Phacelia (als Bienenweide)	27
Abb. 22:	Fläche mit bodenkonservierender Direktsaat (Streifensaat = „strip till“) bei Winterraps	27
Abb. 23:	Felderchenfenster in Winterweizen	29
Abb. 24:	Infotafel „Felderchenfenster“ am Feldrand	29
Abb. 25:	Weitreichige Saat in Winterweizen	33
Abb. 26:	Fahrgasse in Wintergerste, Leitbahn für Landmaschinen und Prädatoren	33
Abb. 27:	Lage der Projektgebiete des sächsischen Bodenbrüterprojekts	39
Abb. 28:	Felderchenfenster in Winterweizen	41
Abb. 29:	Zusätzliche Fahrgassen in Wintergerste	41
Abb. 30:	Untersuchungsfläche mit Felderchenfenstern auf dem linken Teilschlag und normaler Bestellung auf dem rechten Teilschlag	41
Abb. 31:	Untersuchungsfläche mit zusätzlichen Fahrgassen auf dem unteren Teilschlag und mit normalem Fahrgassenabstand (24 m) auf dem oberen Teilschlag	41

Abb. 32:	Kiebitzinsel als einjährige selbstbegrünte Brache in Winterroggen Ende Mai 2010	42
Abb. 33:	Kiebitzinsel an einer Nassstelle in Wintergetreide Ende März 2014	42
Abb. 34:	Schema und vereinfachte Gleichungen der vier wichtigsten linearen Regressionsmodellansätze	52
Abb. 35:	Modellvaliditätsplots des Modells SPCPi-TI als GLM ohne Zufallsfaktoren	57
Abb. 36:	Modellvaliditätsplots des Modells SPCPi-TI als bestangepasstes GLMM mit Zufallsfaktoren	59
Fig. 37:	Sky Lark territory density at control sites with winter cereals (WC) and winter oilseed rape (WO) as well as at test fields with Sky Lark plots (SP) or additional tramlines (AT) for early and late breeding periods	71
Fig. 38:	Vegetation height for Sky Lark plots, winter cereals and winter oilseed rape	73
Fig. 39:	Vegetation cover for Sky Lark plots, winter cereals and winter oilseed rape	73
Fig. 40:	Study sites, lapwing abundance (STEFFENS et al. 2013), and the four local populations (Eilers & Schmidt, unpubl. data), where plots were established	89
Fig. 41:	Percentage occurrence rates of different lapwing activities depending on plot type	94
Fig. 42:	Factors influencing lapwing's settling at a specific site	94
Fig. 43:	Vegetation as well as crop height and density data around April 1 and May 1 for lapwing plots (1), control plots (2), winter cereals (3) and oilseed rape (4)	97
Fig. 44:	Factors influencing lapwing's settling at a lapwing plot	97
Fig. 45:	Percentage of lapwing plots, where lapwings were present or breeding, and the percentages of breeding pairs (br) and pairs with hatching success (hs), according to the area of the lapwing plot	97
Fig. 46:	Factors influencing the hatching success of lapwings at a lapwing plot	97
Fig. 47:	Modelled number of lapwing pairs on lapwing plots depending on the most important explanatory variables AREA, POOL, VEGHD_4 and TRAD	98
Fig. 48:	Mean number of additional bird species recorded on lapwing plots and control plots	98
Fig. 49:	Percentage of plots on which selected bird species were recorded holding a permanent territory	98
Fig. 50:	Percentage of plots on which potential avian predators were recorded	98
Fig. 51:	Percentage of lapwing plots (n=26) with the most common wild plant species, recorded at a minimum of 10 plots	99
Fig. 52:	Histograms of all fixed and random explanatory variables	108
Abb. 53:	Karte der Probeflächen mit Feldlerchenfenstern	240
Abb. 54:	Karte der Probeflächen mit zusätzlichen Fahrgassen	240
Abb. 55:	Karte der Probeflächen mit Kiebitzinseln	253
Abb. 56:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCP-TD_full	255
Abb. 57:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCP-TD nach der Reduktion um korrelierte Variablen	256
Abb. 58:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCPi-TI_full	257
Abb. 59:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCP-TD nach der Reduktion um korrelierte Variablen	258
Abb. 60:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells SP-TD	259
Abb. 61:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPi-TI	260
Abb. 62:	Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCP-TD_full	261

Abb. 63: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCP-TD nach der Reduktion um korrelierte Variablen	262
Abb. 64: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCPi-TI_full	263
Abb. 65: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCPi-TI nach der Reduktion um korrelierte Variablen	264
Abb. 66: Korrelationsplot für die Variablen des Modells AT-TD	265
Abb. 67: Korrelationsplot für die Variablen des Modells AT-TI	266
Abb. 68: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_PRES	267
Abb. 69: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_DISPL	268
Abb. 70: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_TERR	269
Abb. 71: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_BREED	270
Abb. 72: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_HATCH	271
Abb. 73: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_BP	272
Abb. 74: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_BPHAT	273
Abb. 75: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_PRES	274
Abb. 76: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_DISPL	275
Abb. 77: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_TERR	276
Abb. 78: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_BREED	277
Abb. 79: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_HATCH	278
Abb. 80: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_BP	279
Abb. 81: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_BPHAT	280
Abb. 82: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPbreed-LW_BPHAT	281

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Aktueller Feldlerchenbestand (in Paaren) und Gefährdungsgrad nach Regionen	11
Tab. 2:	Bestandstrend der Feldlerche in verschiedenen Ländern bzw. Regionen Europas	12
Tab. 3:	Aktueller Kiebitzbestand (in Paaren) und Gefährdungsgrad nach Regionen	18
Tab. 4:	Bestandstrend des Kiebitzes in verschiedenen Ländern bzw. Regionen Europas	19
Tab. 5:	Vorgaben bzw. Empfehlungen zur Dichte und Größe der Feldlerchenfenster in bisherigen Untersuchungen und Projekten und daraus resultierender Flächenanteil	31
Tab. 6:	Zielvariablen der Kiebitzinselstudie	44
Tab. 7:	Brutstatuscodes nach SÜDBECK et al. (2005) und ihre Anwendung in der Kiebitzinselstudie	45
Tab. 8:	Zielvariablen der Feldlerchenuntersuchung	45
Tab. 9:	AIC's der nicht binär verteilten Variablen im Vergleich mit verschiedenen Wahrscheinlichkeitsverteilungen	46
Tab. 10:	Datensets	47
Tab. 11:	Modellübersicht zur Untersuchung der Feldlerchenfenster, vollständige Modelle	48
Tab. 12:	Modellübersicht zur Untersuchung der Feldlerchenfenster, bestangepasste Modelle	48
Tab. 13:	Modellübersicht zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen, vollständige Modelle	49
Tab. 14:	Modellübersicht zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen, bestangepasste Modelle	49
Tab. 15:	Modellübersicht zur Untersuchung der Kiebitzinseln, vollständige Modelle	50
Tab. 16:	Modellübersicht zur Untersuchung der Kiebitzinseln, bestangepasste Modelle	51
Tab. 17:	Linkfunktionen in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielvariablen	53
Tab. 18:	AICc's verschiedener GLMM's zur Modellierung der Zielvariablen mit Bernoulli-Verteilung unter Nutzung der drei gebräuchlichsten Linkfunktionen	53
Tab. 19:	Zusammenstellung der für die statistische Modellierung verwendeten R-Pakete	55
Tab. 20:	Typen vollständiger Modelle	56
Tab. 21:	Devianz (D), Freiheitsgrade der Residuen (df) und Dispersionsparameter (ϕ) der vollständigen Modelle	58
Tab. 22:	Devianz (D), Freiheitsgrade der Residuen (df) und Dispersionsparameter (ϕ) der bestangepassten Modelle	59
Tab. 23:	Bestangepasste Modelle der Feldlerchenstudie mit Interaktionsterm	60
Tab. 24:	Description of variables used for modelling	69
Tab. 25:	Means of Sky Lark territory densities per 10 ha and mean differences between test and control plots as well as between early and late periods for Sky Lark plots according to crop type	71
Tab. 26:	Back-transformed mean estimates of the 95%-confidence model sets (conditional average) for Sky Lark plots	71
Tab. 27:	Means of Sky Lark territory densities per 10 ha and mean differences between test and control plots as well as between early and late periods for additional tramlines according to crop type	72
Tab. 28:	Back-transformed mean estimates of the 95%-confidence model sets (conditional average) for additional tramlines	72
Tab. 29:	<i>Post hoc</i> tests of the TREATMENT \times PERIOD interaction	72
Tab. 30:	Detailed studies of Skylark plots and wide-spaced rows	80

Tab. 31:	Summary of models used in the analysis	81
Tab. 32:	Mean estimates of the 95%-confidence model sets of 'Skylark plot models', conditional average	82
Tab. 33:	Mean estimates of the 95%-confidence model sets of 'additional tramline models', conditional average	84
Tab. 34:	Description of variables used for modelling	91
Tab. 35:	Presence-absence data and p-values of Fisher's exact tests for lapwing occurrence on lapwing plots and control plots regarding breeding status	94
Tab. 36:	Number of breeding lapwing pairs (br) and number of pairs with hatching success (hs) and results of Mann-Whitney U tests	95
Tab. 37:	Breeding and hatching success of lapwings for plots and pairs	95
Tab. 38:	Back-transformed mean estimates (ME) and relative variable importance (RI) of the 95 %-confidence model sets, conditional average	96
Tab. 39:	Mean number of additional bird species on lapwing plots and control plots, regarding different breeding codes, and results of Mann-Whitney U tests	99
Tab. 40:	Breeding status codes according to SÜDBECK et al. (2005) and BTO (2016)	109
Tab. 41:	Mean estimates of the 95%-confidence model sets, conditional average	110
Tab. 42:	Bird species (without lapwing) recorded at lapwing plots (n=57) and control plots (n=24)	111
Tab. 43:	Wild plant species found at lapwing plots (n=26)	113
Tab. 44:	Vergleich der Gefährdungskategorien der nationalen und internationalen Roten Liste	166
Tab. 45:	Zusammenstellung von AUM und Projekten mit Feldlerchenfenstern	167
Tab. 46:	Zusammenstellung von AUM und Projekten mit weitreihiger Saat	173
Tab. 47:	Zusammenstellung von Kiebitzinsel-AUM und kiebitzinselähnlichen Maßnahmen auf Äckern	176
Tab. 48:	Flächenübersicht zur Untersuchung der Feldlerchenfenster	218
Tab. 49:	Übersicht der nach Brutzeiträumen aggregierten Daten zur Untersuchung der Feldlerchenfenster	221
Tab. 50:	Übersicht der Daten der Einzelbegehungen zur Untersuchung der Feldlerchenfenster	225
Tab. 51:	Flächenübersicht zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen	233
Tab. 52:	Übersicht der nach Brutzeiträumen aggregierten Daten zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen	234
Tab. 53:	Übersicht der Daten der Einzelbegehungen zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen	236
Tab. 54:	Flächenübersicht zur Untersuchung der Kiebitzinseln	241
Tab. 55:	Übersicht der Einflussfaktoren zur Untersuchung der Kiebitzinseln	243
Tab. 56:	Übersicht der Kiebitzdaten zur Untersuchung der Kiebitzinseln	250
Tab. 57:	Varianzinflationsfaktoren zur Untersuchung der Feldlerchenfenster	282
Tab. 58:	Varianzinflationsfaktoren zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen	282
Tab. 59:	Varianzinflationsfaktoren zur Untersuchung der Kiebitzinseln	283
Tab. 60:	R-Code zur Berechnung der vollständigen Modelle (LMM's, GLMM's) mit dem Paket ,lme4'	284

Abkürzungsverzeichnis

AES	agri-environment scheme
AIC	Akaike-Informations-Kriterium
AICc	korrigiertes Akaike-Informations-Kriterium
asl	above sea level
AUM	Agrarumweltmaßnahme
BP	Brutpaar(e)
BRD	Bundesrepublik Deutschland im Flächenstand bis 1990
BTO	British Trust for Ornithology
DDR	Deutsche Demokratische Republik im Flächenstand bis 1990
GHQ	Gauß-Hermite-Quadratur
GLM	Generalised Linear Model (Generalisiertes Lineares Modell)
GLMM	Generalised Linear Mixed Model (Generalisiertes Lineares Gemischtes Modell)
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LM	Linear Model (Lineares Modell)
LMM	Linear Mixed Model (Lineares Gemischtes Modell)
ML	Maximum Likelihood Estimation (Maximum-Likelihood-Schätzung)
NABU	Naturschutzbund Deutschland e. V.
o. J.	ohne Jahresangabe
PQL	Penalised Quasi-Likelihood Estimation (Penalisierte Quasi-Likelihood-Schätzung)
PSM	Pflanzenschutzmittel
REML	Restricted Maximum Likelihood Estimation (Eingeschränkte Maximum-Likelihood-Schätzung)
RSPB	Royal Society for the Protection of Birds
SAFFIE	Sustainable Arable Farming For an Improved Environment
SMUL	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
ü. d. M.	über dem Meeresspiegel

„Looking forward, we face one of the greatest challenges of the twenty-first century: meeting society’s growing food needs while simultaneously reducing agriculture’s environmental harm.”

(FOLEY et al. 2011: 337)

1 Einleitung

Die Nutzung der natürlichen Ressourcenausstattung eines Raumes ist die Grundlage der menschlichen Existenz. Nach vielen 10.000 Jahren als Jäger und Sammler, betreibt der Mensch seit ca. 13.000 Jahren Ackerbau (DIAMOND 2002), überwiegend stationär. Mittlerweile bedecken Äcker ca. 10 % der weltweiten Landfläche (FAO 2013) und sind damit einer der größten Habitattypen. In Deutschland werden etwa ein Drittel, in Sachsen sogar fast 40 % der Landesfläche ackerbaulich genutzt (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015a, b, STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 2016).

Die Landnutzung sollte grundsätzlich nachhaltig, ohne negative Beeinträchtigung der Naturressourcenausstattung, erfolgen. Vollständige Nachhaltigkeit ist jedoch ein Konstrukt. Es ist lediglich möglich, die Inwertsetzung diesem Leitbild bestmöglich anzunähern. Angesichts der großen Flächenwirkung, hat dies eine enorme Bedeutung für eine Reihe von Belangen, z. B. Landschaftsbild/-ästhetik, Lebensraum- und Artenvielfalt, Bodenschutz, Wassergüte etc. Der Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung reicht dabei deutlich über deren wirtschaftliche Bedeutung hinaus. In Deutschland hat der Gesetzgeber daher Vorgaben zur Einhaltung des Nachhaltigkeitsprinzips bei der landwirtschaftlichen Produktion formuliert (siehe § 5 BNatSchG). Dort steht unter anderem in Abs. 2, Satz 2: *„die natürliche Ausstattung der Nutzfläche (Boden, Wasser, Flora, Fauna) darf nicht über das zur Erzielung eines nachhaltigen Ertrages erforderliche Maß hinaus beeinträchtigt werden.“* Wenngleich der Passus unscharf formuliert ist und einige undefinierte Rechtsbegriffe enthält, so ist doch weitgehend unstrittig, dass konventionelle industrielle Landwirtschaft diese Vorgaben nicht erfüllt (HORRIGAN et al. 2002, SUTHERLAND 2002).

Industrielle Landwirtschaft bezeichnet ein Produktionssystem, in welchem mit hohem Kapital- und geringem Arbeitskräfteeinsatz große Flächenerträge erzielt werden. Aufgrund des hohen Maschinisierungsgrades findet der Anbau überwiegend großflächig statt. Dabei werden zur Produktivitätssteigerung viele externe Produktionsmittel eingesetzt, z. B. Maschinen und Agrochemikalien (HORRIGAN et al. 2002). Diese heute dominierende¹ Produktionsweise ist vergleichsweise jung. Seit der neolithischen Revolution betrieb der Mensch jahrhundertlang Ackerbau ohne nennenswerten Maschinen- und Chemikalieneinsatz. Erst im ausgehenden 19. Jahrhundert und insbesondere ab der Mitte des 20. Jahrhunderts erfolgte in den westlichen Industrienationen der Wechsel zu stark technisierten Produktionsweisen (STOATE et al. 2001, HABER 2014).

Die Intensivierung der Landwirtschaft führte in den vergangenen Jahrzehnten zu einer immer stärkeren Entkopplung der Wirtschaftsweise von den standörtlichen Gegebenheiten. Generell ist landwirtschaftliche Nutzung mit einem starken Eingriff in die natürlichen Gegebenheiten (Stoffkreisläufe, Artenspektrum, Mikroklima etc.) verbunden. Im natürlicherweise nahezu flächenhaft bewaldeten Mitteleuropa (PFADENHAUER & KLÖTZLI 2014) wurde ein Großteil der Lebensräume für Offenlandarten überhaupt erst durch den Menschen geschaffen. Infolge der fehlenden Nachhaltigkeit sind jedoch mittlerweile viele Probleme zu konstatieren, deren Lösung eine der größten Herausforderungen des 21. Jahrhunderts darstellt (HORRIGAN et al. 2002, COMMITTEE ON TWENTY-FIRST CENTURY SYSTEMS AGRICULTURE 2010, FOLEY et al. 2011, TILMAN et al. 2011, TSCHARNTKE et al. 2012, FAO 2014). Die drängendsten Probleme sind:

- Biodiversitätsverlust,
- Bodendegradation,

¹ In Deutschland wurden 2016 95,9 % der Ackerflächen konventionell und damit überwiegend industriell bewirtschaftet (STATISTISCHES BUNDESAMT 2017).

- Massentierhaltung,
- Förderung des Klimawandels,
- Verlust natürlicher Lebensräume,
- Verunreinigungen des Oberflächen- und Grundwassers,
- Schadstoffe in Futter- und Lebensmitteln,
- Verlust von Landschaftsästhetik.

Vom Biodiversitätsverlust sind nahezu alle Artengruppen betroffen (ROBINSON & SUTHERLAND 2002, GEIGER et al. 2010, MEYER et al. 2013, 2014, BfN 2017a). Vögel sind dabei in besonderem Maß als Indikator geeignet, da ihre Bestände vergleichsweise leicht beobachtet werden können und eine große Zahl freiwilliger Erfasser für eine solide Datenbasis sorgt. In den vergangenen Jahrzehnten waren bei vielen Agrarvogelarten schnelle und teilweise drastische Bestandseinbußen zu verzeichnen (DONALD et al. 2006) (Kap. 2). Davon waren und sind auch weit verbreitete, gut an Äcker angepasste Arten betroffen (DONALD et al. 2006).

Kiebitz und Feldlerche² sind zwei der ehemals häufigsten, in den vergangenen Jahren jedoch am stärksten von Bestandsrückgängen betroffenen Agrarvogelarten. So verringerte sich der Kiebitzbestand in Europa von 1980 bis 2014 um 58 % (EBCC 2016). Der Feldlerchenbestand ging im gleichen Zeitraum um 55 % zurück (EBCC 2016). In Sachsen waren die Bestandsrückgänge noch stärker: 1980-2005, Kiebitz -79 %, Feldlerche -40 % (STEFFENS et al. 2013) (Kap. 3).

Beide Arten sind typische Kulturfolger und erschlossen sich landwirtschaftliche Nutzflächen als Lebensraum zu Zeiten deutlich geringerer Intensität der Flächennutzung als heute (PÄTZOLD 1983, ONNEN & ZANG 1995, DONALD 2004, SHRUBB 2007). Die extensiv genutzten Felder ähnelten den natürlichen Grasgesellschaften osteuropäischer Steppen und entsprachen dem bevorzugten Lebensraum der Feldlerche. Feucht- und Nasswiesen und -weiden sowie feuchte Senken in Äckern spiegelten näherungsweise die Lebensbedingungen in Niedermooren oder feuchten Niederungen wider und wurden dementsprechend vom Kiebitz besiedelt. Mit dem Übergang zu industrieller Landwirtschaft endete diese (unbeabsichtigte) Koexistenz, wobei die Prozesse und zeitlichen Abläufe bei Kiebitz und Feldlerche sehr unterschiedlich waren (Kap. 3.1.1 und 3.2.1).

Die Initiativen zur Verlangsamung oder Umkehr der negativen Bestandstrends sind vielfältig. Gesetzliche Regelungen auf EU-, Landes- und regionaler Ebene fordern in vielerlei Hinsicht die Nachhaltigkeit der Nutzung (BNatSchG, EU 2009a, b). Auf Ackerflächen ist dabei zwar grundsätzlich ein Vorrang wirtschaftlicher Aspekte zu akzeptieren (HABER 2014), dennoch gebietet der drastische Rückgang vieler Arten stärkere normative Eingriffe (BfN 2017a). Unstrittig ist dabei, dass ökologische Landwirtschaft positive Wirkungen entfaltet (BRAAE et al. 1988, LOKOMOEN & BEISER 1997, CHAMBERLAIN et al. 1999a, BEECHER et al. 2002, HOLE et al. 2005, KRAGTEN & DE SNOO 2008, WILCOX et al. 2014, FEBER et al. 2015). Dies flächenhaft umzusetzen, ist jedoch kurzfristig nicht realisierbar. Insofern sind, zumindest Übergangsweise, andere Lösungsansätze wichtig.

Besonders erfolgversprechend sind dabei so genannte nutzungsintegrierte Artenschutzmaßnahmen (Kap. 4), z. B. die EU-geförderten Agrarumweltmaßnahmen (AUM). Dabei werden Schutzstrategien in den Produktionsprozess integriert, beispielsweise durch kleinräumige Segregation verschiedener Ziele

² Für Kiebitz und Feldlerche, die Zielarten der Arbeit, wird auf die wiederholte Nennung der lateinischen Artennamen verzichtet, da diese aus dem Titel ersichtlich sind. Für alle anderen Arten werden die Namen jeweils auf Deutsch und Lateinisch genannt, entsprechend der deutschen Artenlisten (BARTHEL & HELBIG 2005, MEINIG et al. 2009, BfN 2017b).

innerhalb eines Schlages. Der Ansatz geht davon aus, dass bereits kleine Veränderungen in der Wirtschaftsweise helfen, die Lebensbedingungen für ausgewählte Ackervogelarten entscheidend zu verbessern. Letzteres erscheint ungeachtet der drastischen Entwicklungen der vergangenen Jahrzehnte durchaus plausibel, schließlich sind die betroffenen Arten trotz teilweise bereits langanhaltender, also mehrere Generationen betreffender, Bestandsrückgänge immer noch präsent. Die derzeitigen Lebensbedingungen können also zumindest in den derzeitigen Vorkommensgebieten noch nicht völlig pessimistisch sein. Dies zeigen auch Erfolge von AUM bei einigen Arten, z. B. beim Triel (*Burhinus oedicnemus*) in Südeuropa, dessen Bestände durch nutzungsintegrierte Maßnahmen deutlich zunahmten (EVANS & GREEN 2007, für weitere Beispiele siehe Kap. 4.1).

AUM sind ein bewährtes Umsetzungsinstrument des Artenschutzes auf landwirtschaftlichen Nutzflächen (BATÁRY et al. 2011, 2015). Zwar gibt es Kritik in verschiedener Hinsicht, z. B. wegen mangelnder Effektivität (z. B. KLEIJN & SUTHERLAND 2003, BFN 2017) oder ungünstiger Vergütungsansätze (z. B. BURTON & SCHWARZ 2013). Dennoch gibt es zahlreiche Studien, die eine generelle Verbesserung der vorherigen Situation belegen (Kap. 4). Dies gilt insbesondere für einfach umsetzbare, zielartenbezogene Maßnahmen (BATÁRY et al. 2015).

Angesichts der erheblichen Bestandsrückgänge ist der Bedarf an geeigneten AUM sehr groß. Diese sollen möglichst schnell positive Effekte für die Zielarten entfalten. Im sächsischen Bodenbrüterprojekt (SCHMIDT et al. 2015) wurden von 2009 bis 2015 nutzungsintegrierte Artenschutzmaßnahmen für Rebhuhn (*Perdix perdix*), Kiebitz und Feldlerche entwickelt und erprobt. Nach Abschluss der Erprobung sollten die Maßnahmen bei entsprechender Eignung in die EU-geförderten Agrarumweltmaßnahmen des Förderzeitraums 2014-2020 überführt werden (SCHMIDT et al. 2015).

Zentrale Fragestellungen dabei waren:

- (1) Sind die Maßnahmen für die Zielarten geeignet, werden von diesen angenommen und erbringen positive Effekte?
- (2) Welche Faktoren beeinflussen die Eignung und sind somit wichtige Parameter für eine erfolgreiche Umsetzung?

Weitere untersuchte Aspekte betrafen die Nutzung der Flächen durch weitere Arten sowie die Akzeptanz und Praktikabilität der Maßnahmen durch bzw. für die Landwirte.

Die vorliegende Dissertationsschrift basiert auf einem Teil der wissenschaftlichen Begleituntersuchungen des Bodenbrüterprojekts. Die Erprobungsergebnisse der Maßnahmen Feldlerchenfenster, zusätzliche Fahrgassen und Kiebitzinseln wurden in begutachteten, internationalen Fachzeitschriften publiziert (Kap. 6 und 7). Diese ergänzend enthält die Arbeit eine ausführlichere Darstellung des aktuellen Kenntnisstandes (Kap. 2, 3 und 4), zusätzliche Informationen zu Materialien und Methoden (Kap. 5) sowie eine erweiterte Zusammenfassung (Kap. 8).

„Where have all the birds gone?“

(KREBS et al. 1999: 611)

2 Rückgang der Agrarvögel³

Seit mehr als zwei Jahrzehnten sind bei den meisten der überwiegend auf landwirtschaftlichen Flächen vorkommenden Vogelarten Europas Bestandsrückgänge zu verzeichnen (Abb. 1) (SCHIFFERLI 2000, DONALD et al. 2001a, 2006, EBCC 2016). Bei keiner anderen Artengruppe sind derart viele Spezies betroffen (Abb. 2) (DONALD et al. 2006, DO-G & DDA 2011). Das Phänomen erstreckt sich über viele Staaten Europas und umfasst nicht nur seltene, sondern auch (ehemals) häufige, sehr gut an landwirtschaftliche Flächen angepasste Vogelarten (z. B. SIRIWARDENA et al. 1998, DONALD et al. 2001a, GREGORY et al. 2004, NEWTON 2004, WRETENBERG et al. 2006, REIF et al. 2008, VOŘÍŠEK et al. 2008, 2010, BANI et al. 2009). Die Rückgänge sind teilweise drastisch und wenngleich bisher keine der Arten ausgestorben ist, so gibt es doch zahlreiche Beispiele für das Erlöschen lokaler Vorkommen, z. B. die Großtrappe (*Otis tarda*) in Sachsen (HOFMANN 1998), die Feldlerche in Teilen Irlands (BALMER et al. 2013), das Rebhuhn (*Perdix perdix*) in nahezu der gesamten Schweiz (JENNY et al. 2002). Auch andere Organismengruppen, wie Invertebraten oder Pflanzen, sind betroffen (z. B. ROBINSON & SUTHERLAND 2002, GEIGER et al. 2010, MEYER et al. 2013, 2014, KRAUSE et al. 2014, BFN 2017a).

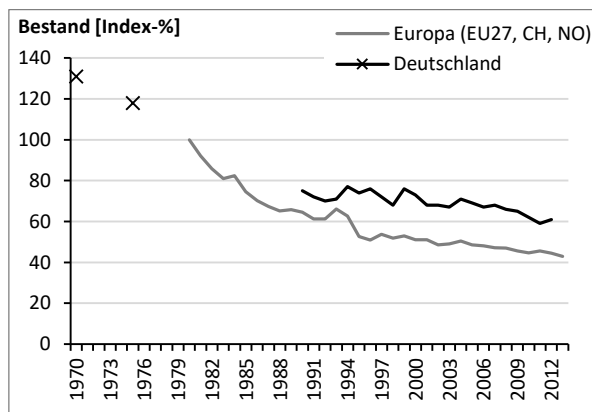


Abb. 1: Bestandsindex der Agrarvogelarten (Farmland Bird Indicator) für Europa (EU27-Staaten, Schweiz [CH] und Norwegen [NO]) (EBCC 2016)⁴ und Deutschland⁵ (WAHL et al. 2015)

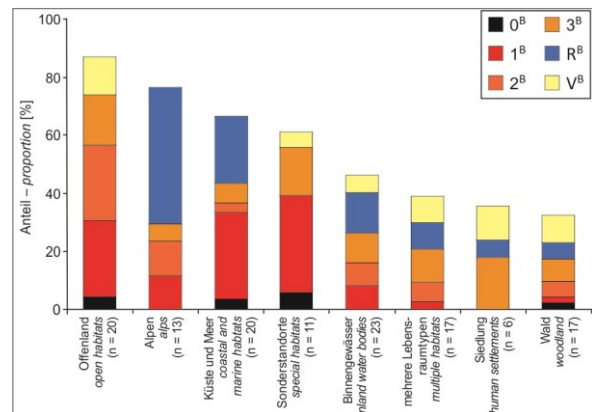


Abb. 2: Anteile von gefährdeten Arten und Arten der Vorwarnliste der Roten Liste der Brutvögel Deutschlands (5. Fassung) nach Brutlebensräumen (0^B = Ausgestorben oder verschollen, 1^B = Vom Aussterben bedroht, 2^B = Stark gefährdet, 3^B = Gefährdet, R^B = Extrem selten, V^B = Vorwarnliste) (GRÜNEBERG et al. 2015: 39, vektorisiert)

³ „Unter diesem Begriff werden Vogelarten zusammengefasst, deren Brutbestand [...] wesentlich von landwirtschaftlich genutzten Flächen abhängig ist, z. B. Bodenbrüter, die auf landwirtschaftlich genutzten Flächen in der Agrarlandschaft (Ackerland, Grünland, zeitweilig Brachen) brüten und Arten, die in naturnahen Strukturelementen (Hecken, Baumreihen, Feldholzinseln, Säume) brüten und daselbst oder auf angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen Nahrung suchen“ (DO-G & DDA 2011: 175).

⁴ Liste der einbezogenen Arten unter:

http://www.birds.cz/pecbm/indik_lists.php?list_species=1&result_set=Publish2015&indik=E_C_Fa (01.03.2017)

⁵ Der Teilindikator „Agrarland“ umfasst folgende Arten: Rotmilan (*Milvus milvus*), Kiebitz, Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Steinkauz (*Athene noctua*), Neuntöter (*Lanius collurio*), Heiderlerche (*Lullula arborea*), Feldlerche, Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*), Grauammer (*Emberiza calandra*), Goldammer (*Emberiza citrinella*) (WAHL et al. 2015).

Die Bestandsrückgänge der Agrarvögel sind überwiegend eine Folge der Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung⁶, ⁷ (SCHIFFERLI et al. 1999, FULLER 2000, CHAMBERLAIN et al. 2000a, SCHIFFERLI 2000, 2001, DONALD et al. 2001a, 2006, ROBINSON & SUTHERLAND 2002, BENTON et al. 2003, REIF et al. 2008, BUTLER et al. 2010, DO-G & DDA 2011, GUERRERO et al. 2012, HÖTKER et al. 2014). Die enormen Ertragssteigerungen der vergangenen Jahrzehnte (Abb. 3) gingen zu Lasten der ökologischen Nachhaltigkeit (STOATE et al. 2001, HARRIGAN et al. 2002). Die raum-zeitliche Komplexität des Prozessgeschehens ist enorm und kann hier nicht vollständig dargestellt werden (für Deutschland siehe hierzu z. B. HABER 2014, JAHN et al. 2014, für Sachsen z. B. SCHMIDT 2013). Die für den Rückgang der Agrarvögel wesentlichen Prozesskomplexe waren und sind (z. B. FULLER 2000, STOATE et al. 2001, ROBINSON & SUTHERLAND 2002, BENTON et al. 2003, WILSON et al. 2009, DO-G & DDA 2011, HÖTKER et al. 2014, LEUSCHNER et al. 2014):

- (1) Strukturwandel in der Landwirtschaft: von manueller Bewirtschaftung kleiner Flächen in kleinbäuerlichen Betrieben zu stark technisierter, industrialisierter Landwirtschaft auf großen Schlägen (z. B. HENNE et al. 2003, FLADE et al. 2006, WILSON et al. 2009, HABER 2014, LEUSCHNER et al. 2014), infolgedessen z. B. starke strukturelle Eingriffe (Flurbereinigung), zeitlich eng gestaffelte Umtriebszyklen, wenig Ernterückstände auf den Feldern, großflächige Homogenisierung der Habitategenschaften;
- (2) Einsatz von Agrochemikalien: Spritz- und Beizmittel, mineralische Dünger, Wachstumsregulatoren (Abb. 4) (BÜHRER 2001, WILSON et al. 2009, GEIGER et al. 2010, LEUSCHNER et al. 2014); dadurch Erzeugung homogener, dichter, schnell wachsender Kulturbestände, Reduzierung der Nahrungsgrundlage durch Insektizide und Herbizide (z. B. POTTS 1986, PETERSEN & NØHR 1991, CAMPBELL et al. 1997, BOATMAN et al. 2004, BRIGHT et al. 2008, HALLMANN et al. 2014, JAHN et al. 2014, MINEAU & PALMER 2013, GIBBONS et al. 2015), verstärkte Prädation infolge geringerer Bodendeckung, z. B. auf Maisfeldern nach Herbizidbehandlungen (Abb. 5, 6) (JENNY 1990c, DZIEWIATY & BERNARDY 2007), direkte Toxizität der ausgebrachten Substanzen, z. B. nach Ingestion neonicotinoid-beizten Saatgutes (z. B. LOPEZ-ANTIA et al. 2013, MINEAU & PALMER 2013, GIBBONS et al. 2015), aber auch gehemmtes Höhenwachstum von Wintergetreide durch Einsatz von Wachstumsregulatoren, was wiederum für viele Feldvogelarten, z. B. Feldlerche, vorteilhaft ist (DONALD 2004);
- (3) Drainage von Feuchtgrünland und Äckern sowie Bewässerung trockener Standorte (Abb. 7) (z. B. BEINTEMA et al. 1997, VICKERY et al. 1999, STOATE et al. 2001, KRAUSE et al. 2011);
- (4) Kulturartenwandel: insbesondere Rückgang der Kulturartenvielfalt (MEYER et al. 2013) und des Anbaus günstiger Kulturen (z. B. Sommergetreide oder Luzerne) zu Gunsten des verstärkten Anbaus von Wintergetreide (z. B. CHAMBERLAIN et al. 2000a, DONALD & VICKERY 2000, FULLER 2000, EGGERS et al. 2011, LEUSCHNER et al. 2014), Winterraps (z. B. CHAMBERLAIN et al. 2000a, ERAUD & BOUTIN 2002) und Mais (z. B. DZIEWIATY & BERNARDY 2007, HÖTKER et al. 2009, NEUMANN et al. 2009) (Abb. 8-10);
- (5) Rückgang der Ackerbrachen (Abb. 8) und Einbeziehung der Feldraine in die Bewirtschaftung (Abb. 11) (z. B. HENDERSON et al. 2000, GILLINGS et al. 2010);
- (6) zeitliche Intensivierung der Flächennutzung: z. B. durch engere Fruchtfolgen, Mehrfachnutzung während einer Saison (z. B. Zwei-Kultur-Nutzungssystem mit Ernte der Winterung während der Hauptbrutzeit) (GRAB & SCHEFFER 2003, 2005, DZIEWIATY & BERNARDY 2007), Wegfall der Winterstoppel (z. B. DONALD & VICKERY 2000, GILLINGS & FULLER 2001, HÖTKER et al. 2004, GILLINGS et al. 2005), zeitlich eng gestaffelte Mahdtermine im Grünland (HÖTKER et al. 2014).

⁶ Intensivierung meint in diesem Kontext die Steigerung des Einsatzes externer Produktionsmittel, wie Agrochemikalien oder Maschinen, und entsprechende strukturelle Veränderungen der landwirtschaftlichen Flächen, der Betriebe und der Kulturbestände.

⁷ Vereinzelt gab es gegensätzliche Ergebnisse, z. B. von WRETENBERG et al. (2006), die in Schweden ähnliche Bestandsrückgänge wie in England fanden, jedoch keine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung feststellten. Für Dänemark konnte Fox (2004) keinen Zusammenhang zwischen der Bestandsentwicklung der Agrarvögel und der landwirtschaftlichen Intensivierung feststellen.

Darüber hinaus gibt es weitere Prozesse, welche die Populationsentwicklung der Agrarvogelarten beeinflussen können, die nicht oder nur indirekt mit der Landwirtschaft zusammenhängen, z. B.:

- (1) Bestandsschwankungen infolge natürlicher Prozesse oder als Folge anthropogen induzierter Änderungen der Habitatquantität und -qualität auf dem Zug und im Winterquartier (z. B. SANDERSON et al. 2006, HELDBJERG & FOX 2008, BOTH et al. 2010, THAXTER et al. 2010, VICKERY et al. 2014),
- (2) Bejagung und andere Formen der Verfolgung/ Nutzung durch den Menschen (z. B. TROLLET 2003, EC 2009),
- (3) gestiegene Prädationsrate durch Ansiedlung von Neozoen (z. B. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, NIEMCZYNOWICZ et al. 2017), Bestandszunahmen heimischer Beutegreifer (Abb. 12) (z. B. EVANS 2004, LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, GIBBONS et al. 2007, MACDONALD & BOLTON 2008b) oder gesteigener Vulnerabilität aufgrund abnehmender Lebensraumqualität (BAINES 1990, EVANS 2004, WHITTINGHAM & EVANS 2004, WILSON et al. 2005, VAN DER WAL & PALMER 2008, SCHEKKERMAN et al. 2009).

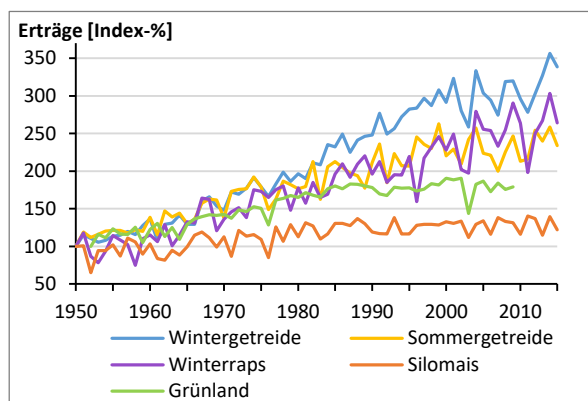


Abb. 3: Entwicklung der Erträge ausgewählter Ackerkulturen und des Grünlands in Deutschland von 1950 bis 2015 in Index-% (1950 = 100 %) (Erläuterungen in Anhang 2, Datenquellen siehe Abbildungsnachweis)

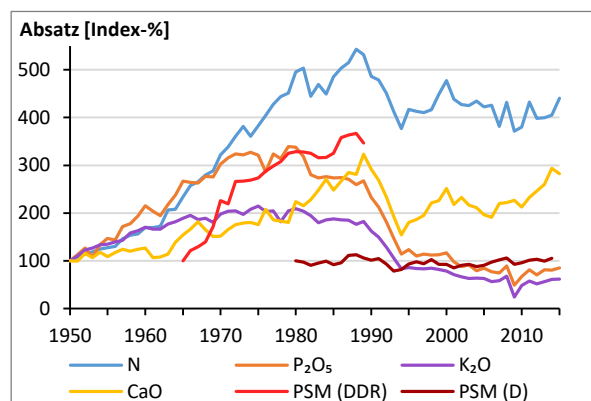


Abb. 4: Inlandsabsatz von Mineraldünger und Pflanzenschutzmitteln⁸ (PSM) in Deutschland in Index-% (1950 = 100 %, für PSM in der DDR 1965 = 100 %, für PSM in Deutschland 1980 = 100 %) (Datenquellen siehe Abbildungsnachweis)



Abb. 5: Mais mit bodendeckender Begleitvegetation, bereits mit Herbiziden behandelt



Abb. 6: Mais ohne Begleitvegetation infolge Herbizidgabe

⁸ Pflanzenschutzmittel ist die offizielle, wengleich schönfärberische, Bezeichnung für Pestizide.

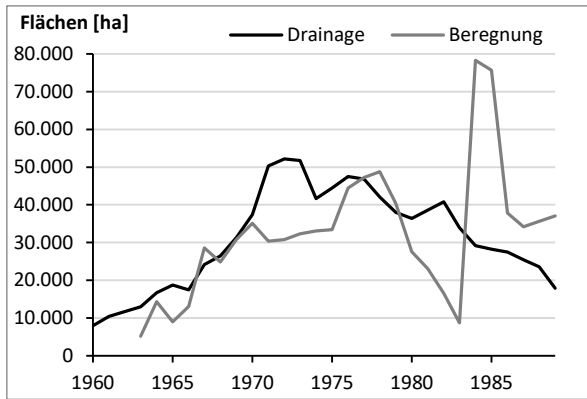


Abb. 7: Fertiggestellte Kapazitäten für Drainage und Beregnung landwirtschaftlicher Nutzflächen in der DDR 1960 bzw. 1963 bis 1989 (Datenquellen siehe [Abbildungsnachweis](#))

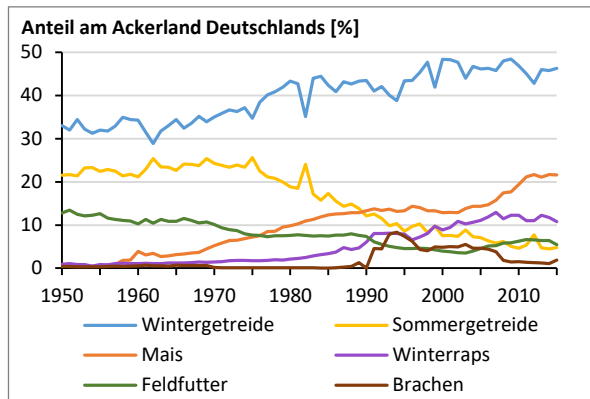


Abb. 8: Anteil verschiedener Kulturen und der Brachen am Ackerland Deutschlands 1950-2015 in % (Erläuterungen in [Anhang 2](#), Datenquellen siehe [Abbildungsnachweis](#))



Abb. 9: Extensiv bewirtschafteter, schütterer Sommerroggen Ende Mai



Abb. 10: Intensiv bewirtschafteter, dichter Winteraps Anfang Mai



Abb. 11: Feldweg ohne Rain

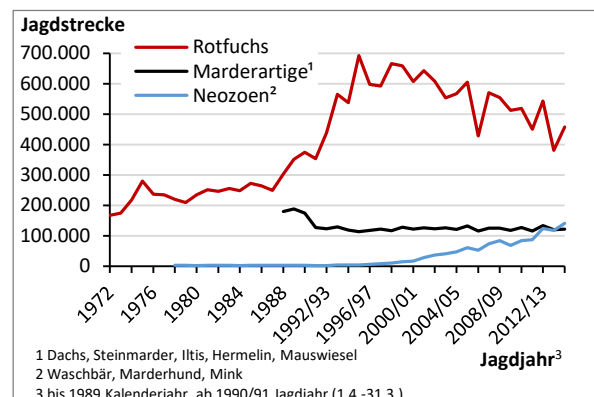


Abb. 12: Jagdstrecken von Rotfuchs, Marderartigen und Neozoen in Deutschland (THÜNEN-INSTITUT FÜR WALDÖKOSYSTEME EBERSWALDE 2016)

„Many non-birdwatchers who have never had a close-up view of a Skylark will know its distinctive, endlessly variable song as a cornerstone of farmland and the [...] countryside.”

(BTO 2017)

„The Lapwing is a beautiful bird.”

(SHRUBB 2007: 17)

3 Zielarten

3.1 Feldlerche (*Alauda arvensis*)

3.1.1 Verbreitung, Bestand und Bestandsentwicklung

Die Feldlerche gehört zu den Sperlingsvögeln (*Passeriformes*), Familie Lerchen (*Alaudidae*), und kommt paläarktisch in der gemäßigten Zone von der europäischen Atlantikküste bis nach Japan und Kamtschatka vor (DONALD & GARCIA 2016). Daneben gibt es Vorkommen, die auf Aussetzungen zurückgehen, z. B. in Neuseeland (DONALD 2004). Der weltweite Bestand umfasst ca. 122,5-480 Mio. Brutpaare (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016). Dabei handelt es sich allerdings nur um vage Schätzungen auf Basis des europäischen Bestands von ca. 44,3-78,8 Mio. Paaren (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015b). In Deutschland leben ca. 1,3-2,0 Mio. Brutpaare (GRÜNEBERG et al. 2015), davon etwa 80.000-160.000 in Sachsen (STEFFENS et al. 2013). Die Feldlerche ist damit eine der häufigsten heimischen Vogelarten und die bestandsstärkste Offenlandvogelart (GRÜNEBERG et al. 2015).

Abseits zusammenhängender Waldgebiete und größerer Siedlungsflächen kommt die Feldlerche im sächsischen Offenland flächendeckend vor (STEFFENS et al. 2013). Verbreitungsschwerpunkte finden sich in waldarmen, überwiegend landwirtschaftlich genutzten Landschaften, z. B. im mittelsächsischen Lösshügelland. Eine Abnahme mit zunehmender Höhe ist in Sachsen ebensowenig erkennbar wie ein West-Ost-Gradient (STEFFENS et al. 2013). Gleiches gilt auch für Deutschland, wo die Feldlerche im maritim geprägten Nordwesten vergleichbare Siedlungsdichten erreicht, wie im bereits subkontinentalen Osten (GEDEON et al. 2014).

Tab. 1: Aktueller Feldlerchenbestand (in Paaren) und Gefährdungsgrad nach Regionen (zur Bedeutung und zum Vergleich der Rote-Liste-Kategorien siehe Tab. 44 in Anhang 2)

Region	Bestand	Quelle	Rote-Liste-Status	Quelle
Welt	122,5-480 Mio.	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2016	LC	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2012
Europa	44,3-78,8 Mio.	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015b	LC	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015a
Deutschland	1,3-2,0 Mio.	GRÜNEBERG et al. 2015	3	GRÜNEBERG et al. 2015
Sachsen	80.000-160.000	STEFFENS et al. 2013	V	STEFFENS et al. 2013

Die nahezu flächendeckende Verbreitung und die Häufigkeit der Art dürfen nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Bestände der Feldlerche seit vielen Jahren zurückgehen (Tab. 1). Dies ist vor allem deshalb besorgniserregend, weil die Feldlerche die am besten an Äcker angepasste Vogelart Europas ist (BAUER et al. 2005b). Dieser Trend ist überdies nicht auf bestimmte Regionen beschränkt (Tab. 2), was eine überregionale Ursache wahrscheinlich macht. Lediglich Osteuropa scheint bisher geringer betroffen zu sein (z. B. TOMIAŁOIC & STAWARCZYK 2003, DONALD 2004, KRAJEWSKA & MIZERA 2010, KOLEČEK et al. 2015, BIRDLIFE BULGARIA 2016), wenngleich die Bestandsinformationen oft nicht in gleicher Qualität vorliegen⁹.

Für Sachsen betrug der Bestandsrückgang allein in der Dekade zwischen den beiden letzten Brutvogelkartierungen 1993-96 und 2004-07 ca. 40 % (STEFFENS et al. 2013). In Bezug auf die Ursachen ist in diesem Kontext interessant, dass der sächsische Feldlerchenbestand zuvor, im Vergleich der Brutvogelkartierungen 1978-82 und 1993-96 noch stabil war (STEFFENS et al. 2013). Dies legt auch im Hinblick auf die Tendenzen in Osteuropa (z. B. BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, ŠŤASTNÝ et al. 2006) den Schluss nahe, dass im Wesentlichen die Intensivierung der Landwirtschaft nach der Wende 1990 den Bestandsrückgang bewirkte. Dieser Transformationsprozess ging in Ostdeutschland schneller vonstatten als beispielsweise in Polen (vgl. GUERRERO et al. 2012, KOLEČEK et al. 2015).

⁹ zu den generellen Unterschieden der osteuropäischen Landwirtschaft und möglichen Auswirkungen auf die Bestände der Agrarvogelarten siehe z. B. TRYJANOWSKI et al. (2011) und KOLEČEK et al. (2015)

Tab. 2: Bestandstrend der Feldlerche in verschiedenen Ländern bzw. Regionen Europas

Land	Trend	Zeitraum	Quelle
Bulgarien	-17 %	2005-2014	BIRDLIFE BULGARIA 2016
Dänemark	-33 bis -50 %	1999-2011	DOF 2017a
Deutschland	-29 % ¹⁰	1980-2005	SUDFELDT et al. 2008
Frankreich	-30 %	1989-2009	CRBPO 2009
Großbritannien	-24 % ¹¹	1995-2013	HAYHOW et al. 2015
Irland	-30 %	1998-2010	BALMER et al. 2013
Italien (Lombardei)	-75 %	1992-2007	BANI et al. 2009
Niederlande	-62 %	1990-2015	SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND 2017
Schweden	ca. -48 %	1998-2015	GREEN et al. 2015
Schweiz	-30 %	2000-2014	SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2016
Tschechien	-13 % ¹²	1985-89 bis 2001-03	ŠŤASTNÝ et al. 2006

Die Ursachen für die negativen Bestandstrends sind verschiedene Teilprozesse der Intensivierung landwirtschaftlicher Nutzung, insbesondere im Ackerbau (z. B. CHAMBERLAIN & CRICK 1999, CHAMBERLAIN & SIRIWARDENA 2000, CHAMBERLAIN et al. 2000a, SIRIWARDENA et al. 2001, DONALD 2004, NEWTON 2004, WAHL et al. 2004, WILSON et al. 2009, GILLINGS et al. 2010, GUERRERO et al. 2012), wengleich regional große Unterschiede existieren. In West- und Mitteleuropa sind dies vor allem:

- (1) Wandel der Kulturarten, insbesondere Rückgang des Anbaus von Sommergetreide und Zunahme des Anbaus dichter, hoher, schnell wachsender Kulturen, z. B. Wintergetreide und -raps,
- (2) Optimierung der Pestizidanwendung und daraus resultierender Nahrungsmangel¹³,
- (3) Optimierung der Ackerkulturen hin zu homogenen, fehlstellenarmen Beständen,
- (4) Rückgang der Habitatvielfalt (Ackerkulturen, Brachen etc.) auf Landschaftsebene,
- (5) Rückgang der Winterstoppelbrachen als Folge der Reduzierung des Sommergetreideanbaus,
- (6) Verlust der Feldraine und damit Reduzierung der Nahrungsflächen,
- (7) verstärkte Prädation, z. B. durch Neozoen sowie Bestandszunahmen heimischer Prädatoren,
- (8) Zunahme des Maisanbaus¹⁴.

¹⁰ Aus der Antwort der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage (Drucksache 18/12195) geht hervor, dass der Feldlerchenbestand in Deutschland von 1990 bis 2013 sogar um 35 % zurückging (DIE BUNDESREGIERUNG 2017).

¹¹ Die stärksten Rückgänge fanden in Großbritannien bereits in den 1980er Jahren statt (BTO 2016).

¹² Für Tschechien liegen zwei Bestandstrends vor, wobei der andere von 1982-2003 mit -42 % (ŠŤASTNÝ et al. 2006) deutlich drastischer ausfällt, da Mitte der 1980er Jahre ein starker Bestandsrückgang zu konstatieren war. Ungeachtet der ungewissen Verlässlichkeit der älteren Bestandsschätzungen fällt dennoch auf, dass der andernorts dramatische Rückgang der Art in den folgenden Jahrzehnten in Tschechien kaum stattfand. Auch der Gesamtbestand je km² ist im Vergleich mit Sachsen etwa doppelt so hoch.

¹³ siehe z. B. HALLMANN et al. (2014), die signifikant negative Wirkungen von Imidacloprid auf den Feldlerchenbestand der Niederlande feststellten oder HENDERSON et al. (2009), die nach Pestizidverzicht einen deutlichen Bestandsanstieg verzeichneten, vgl. aber TOPPING & ODDERSKÆR (2004), die in Dänemark kaum Effekte der Pestizidanwendung auf den Bestand fanden

¹⁴ Im April liegen viele Flächen für den Maisanbau noch brach und werden von der Feldlerche besiedelt. Die Gelege werden dann bei der Bodenbearbeitung im Zuge der Maisbestellung zerstört. Anschließend legen die Vögel Nachgelege auf den frisch bestellten Feldern an, auf denen sich zunächst flächenhaft eine bodendeckende Krautschicht entwickelt. Diese Deckung wird dann Ende Mai/ Anfang Juni mittels Herbiziden beseitigt, sodass die Feldlerchenester schutzlos sind und häufig prädiert werden (JENNY 1990c, WEIBEL 1999, DZIEWIATY & BERNARDY 2007). Anschließend erneute Ersatzgelege haben wenig Aussicht auf Erfolg, da der Mais im Juni ein exponentielles Wachstum zeigt und zunehmend dicht steht, sodass die Felder für die Feldlerche nicht mehr geeignet sind.

3.1.2 Lebensraumsanspruch und Siedlungsdichte

Die Feldlerche ist eine ausgesprochene Offenlandart (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999b, DONALD 2004, BAUER et al. 2005b). Sie besiedelt bevorzugt gehölzarme, steppenartige Landschaften. Zu Vertikalstrukturen (Bäume, Waldränder, Hecken) wird ein Mindestabstand von mehreren 10er Metern eingehalten (z. B. OELKE 1968, SCHLÄPFER 1988, PETERSEN 1996, WILSON et al. 1997, BUCKINGHAM 2001, DONALD et al. 2001c, PIHA et al. 2003), wenngleich auch die Nutzung halboffener Landschaften belegt ist (LACK & LACK 1951, SCHAEFER 2001).

Innerhalb offener Landschaften präferiert die Art warme trockene Standorte (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999b, DONALD 2004, BAUER et al. 2005b). Insofern werden in der Agrarlandschaft flächenhaft lichte Kulturen oder lokal schütterere Bereiche mit geringerem Pflanzenwuchs bevorzugt. Bereiche mit niedriger Vegetation werden stärker besiedelt¹⁵ oder zur Nahrungssuche genutzt (SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990a, c, WILSON et al. 1997, DONALD & VICKERY 2000, BUCKINGHAM 2001, TOEPFER & STUBBE 2001, DONALD et al. 2001c, 2002, ERAUD & BOUTIN 2002, ELLE et al. 2003). Wird die Vegetation zu hoch und dicht, verlassen die Vögel ihre Reviere und siedeln auf geeignetere Flächen um (SCHLÄPFER 1988, WILSON et al. 1997, CHAMBERLAIN et al. 1999b, DONALD et al. 2001c). Nordexponierte Hänge und zur Vernässung neigende sowie Kaltluft sammelnde Senken werden ebenfalls gemieden (SCHLÄPFER 1988).

Angesichts dieser Habitatansprüche hat die Feldlerche, wie kaum eine andere Vogelart von den menschengemachten Agrarlandschaften profitiert (PÄTZOLD 1983). Ehemals auf die wenigen natürlichen Offenlandhabitate Mitteleuropas beschränkt, besiedelte die Feldlerche infolge der landwirtschaftlichen Inwertsetzung weite Landstriche (PÄTZOLD 1983). Die Bestandsdichten in der vorindustriellen Agrarlandschaft lassen sich in Ermangelung von Erhebungsdaten lediglich erahnen. So wurden allein im Oktober 1720 in der Stadt Leipzig mehr als 400.000 Lerchen¹⁶ gehandelt (LINCK 1722), deren Entnahme in der unmittelbaren Umgebung erfolgt sein muss.

Waren in der vorindustriellen Agrarlandschaft Sommer- wie Wintergetreideschläge gleichermaßen geeignet (CHAMBERLAIN et al. 2000b), so hat insbesondere die Eignung der Wintergetreideschläge in Mittel- und Westeuropa in den letzten Jahrzehnten stark abgenommen bei gleichzeitiger Ausdehnung der Fläche (CHAMBERLAIN et al. 1999b, 2000b, CHAMBERLAIN & SIRIWARDENA 2000, ERAUD & BOUTIN 2002, STATISTISCHES BUNDESAMT 2015a). Ursache hierfür ist die Anbauoptimierung hin zu sehr dichten, schnell wachsenden, fehlstellenarmen Beständen. Winterraps wird von der Feldlerche aus demselben Grund kaum besiedelt (SCHLÄPFER 1988, WILSON et al. 1997, DAUNICHT 1998, CHAMBERLAIN et al. 1999b, CHAMBERLAIN & SIRIWARDENA 2000, DONALD & VICKERY 2000, TOEPFER & STUBBE 2001, VICKERY & BUCKINGHAM 2001, ERAUD & BOUTIN 2002, NEUMANN & KOOP 2004, MIGUET et al. 2013, KOLEČEK et al. 2015). Sommergetreide hingegen erwies sich in Mittel- und Westeuropa¹⁷ als positiv für die Feldlerche (CHAMBERLAIN et al. 1999b, DONALD & VICKERY 2000, DONALD et al. 2001c, TOEPFER & STUBBE 2001, VICKERY & BUCKINGHAM 2001, ERAUD & BOUTIN 2002, KRAGTEN 2006, KRAGTEN & DE SNOO 2008, KRAGTEN et al. 2008a, FISCHER et al. 2009, TEUNISSEN et al. 2010), wird jedoch immer seltener angebaut (CHAMBERLAIN et al. 2000a, STATISTISCHES BUNDESAMT 2015a). Weitere strukturell günstige Kulturen, wie z. B. Luzerne (ERAUD et al. 2000, ERAUD & BOUTIN 2002, KUIPER et al. 2013, 2015), Salbei, Lavendel oder dergleichen (ERAUD et al. 2000), sind

¹⁵ JENNY (1990c) fand ein kulturartenunabhängiges Besiedlungsmaximum bei einer Vegetationshöhe von 20 cm und eine maximal tolerierte Vegetationsbedeckung von 50 %. In weniger dichter Vegetation werden auch Vegetationshöhen bis 100 cm toleriert (RAHMAN et al. 2012).

¹⁶ Hier dürften nicht nur Feldlerchen, sondern auch andere Arten wie Haubenlerche (*Galerida cristata*) oder Heidelerche (*Lullula arborea*) enthalten sein. Zudem ist anzumerken, dass im Oktober neben den ortsansässigen Individuen auch Durchzügler anwesend sind.

¹⁷ In Skandinavien ist dies umgekehrt; Wintergetreide bleibt aufgrund der widrigen Klimabedingungen lange schütter, während Sommergetreide infolge der Intensivierung weniger stark von der Feldlerche genutzt wird (TIAINEN et al. 2001, PIHA et al. 2003, WRETENBERG et al. 2006).

noch seltener (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015a) und haben daher keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung. Gleiches gilt auch für Ackerbrachen, die zwar sehr dicht besiedelt sind bzw. zur Nahrungssuche genutzt werden (EVANS et al. 1995, PETERSEN 1996, WILSON et al. 1997, POULSEN et al. 1998, WEIBEL 1998, BUCKINGHAM et al. 1999, CHAMBERLAIN et al. 1999b, 2000b, BROWNE et al. 2000, DONALD & VICKERY 2000, ERAUD et al. 2000, HENDERSON et al. 2000, DONALD et al. 2001b, c, VICKERY & BUCKINGHAM 2001, TOEPFFER & STUBBE 2001, ERAUD & BOUTIN 2002, JEROMIN 2002, ELLE et al. 2003, NEUMANN & DIERKING 2013, WILCOX et al. 2014), aber 2015 in Deutschland lediglich 2,6 %, in Sachsen 2,5 % (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015a) des Ackerlands einnahmen. Einjährige Brachen werden aufgrund der schüttereren Bestandsstruktur gegenüber mehrjährigen Brachen bevorzugt (PETERSEN 1996, HENDERSON et al. 2000, VICKERY & BUCKINGHAM 2001). Zudem konnte gezeigt werden, dass ökologische Landwirtschaft positive Wirkungen für die Feldlerche entfaltet (BRAAE et al. 1988, EVANS et al. 1995, CHRISTENSEN et al. 1996, WILSON et al. 1997, CHAMBERLAIN et al. 1999a, JEROMIN 2002, NEUMANN & KOOP 2004, NEUMANN et al. 2007, KRAGTEN 2006, KRAGTEN & DE SNOO 2008, KRAGTEN et al. 2008a, TEUNISSEN et al. 2010, WILCOX et al. 2014).

Ein weiterer wichtiger Aspekt ist die Heterogenität der Offenlandhabitate sowohl auf Landschaftsebene als auch lokal. Je vielfältiger das raum-zeitliche Mosaik aus verschiedenen Flächennutzungen (z. B. Kulturarten, Raine, Brachen, Feldwege), Bewirtschaftungsformen (ökologisch, konventionell in unterschiedlicher Intensität) und Bearbeitungsabfolgen (zeitliche Raumdiversität, v. a. beeinflusst durch kleinteilige Parzellierung), desto dichter ist die potenzielle¹⁸ Besiedlung durch die Feldlerche (SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990c, DAUNICHT 1998, CHAMBERLAIN et al. 1999b, 2000b, DONALD et al. 2001c, TIAINEN et al. 2001, ERAUD & BOUTIN 2002, FUCHS & SAACKE 2006, STÖCKLI et al. 2006, HENDERSON et al. 2009, GUERRERO et al. 2012, MIGUET et al. 2013).

Innerhalb eines Schlags sind Kleinstrukturen bedeutsam. Diese können natürliche Ursachen haben (z. B. Änderungen der Bodenverhältnisse, Besonnungsunterschiede, Frostexposition) oder anthropogen induziert sein (z. B. Fahrgassen¹⁹). Infolgedessen sind trotz gleicher Kulturart Vegetationshöhe und/oder -dichte im Vergleich mit der unmittelbaren Umgebung reduziert. Kleinräumig kann die Vegetation auch völlig fehlen (vgl. z. B. SCHAEFER 2001). Solche natürlichen oder künstlichen Mikrohabitatstrukturen:

- (1) werden von der Feldlerche bevorzugt besiedelt (SCHÖN 1999, 2011),
- (2) werden als Brutplatz präferiert (STÖCKLI et al. 2006),
- (3) bleiben länger als der umgebende Kulturbestand geeignet und werden daher während der gesamten Brutzeit für mehrere Bruten bzw. Brutversuche genutzt (SCHÖN 2011),
- (4) werden aufgrund der besseren Erreichbarkeit der Nahrung (während der Brutzeit v. a. Arthropoden) für die Nahrungssuche häufiger aufgesucht (ODDERSKÆR et al. 1997a).

In diesen Kontext passt, dass WILSON et al. (1997) und CHAMBERLAIN et al. (1999b) keinen Zusammenhang zwischen der Besiedlung von Ackerbrachen mit Vegetationshöhe und -dichte fanden. CHAMBERLAIN et al. (1999b) vermuteten, dass die Vegetationsstruktur entscheidend ist. Diese ist in Brachen sehr vielgestaltig im Vergleich mit den meist homogenen, dichten Ackerkulturen, weshalb erstere trotzdem

¹⁸ SCHLÄPFER (1988) und CHAMBERLAIN et al. (1999b) wiesen zu Recht darauf hin, dass die Habitatvielfalt als Maß insofern unzureichend ist, da alle Habitatstrukturen gleich gewichtet in die Betrachtung eingehen. Im ungünstigen Fall kann ein hochdiverser Landschaftsausschnitt jedoch aus für die Feldlerche ungeeigneten Kulturarten bestehen. Daher erhöht ein kleinteiliges Mosaik verschiedener Ackerkulturen und sonstiger Flächen (Wege, Raine, Brachen etc.) die Siedlungsdichte der Feldlerche nur potenziell, unter der Annahme, dass stets auch genügend felderchengerechte Flächen vorhanden sind.

¹⁹ Effekte gezielt für die Feldlerche angelegter Mikrohabitate, z. B. Feldlerchenfenster, in [Kap. 4.2](#)

besiedelt oder für die Nahrungssuche genutzt, viele Äcker jedoch bereits ab ca. 30 cm Bewuchshöhe gemieden werden (JENNY 1990c, CHAMBERLAIN et al. 1999b, TOEPFER & STUBBE 2001).

In reich strukturierten Lebensräumen werden Siedlungsdichten von >5 Territorien/10 ha, selten >10 Territorien/10 ha erreicht (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999b). In weniger geeigneten Gebieten sind die Reviere größer und die Siedlungsdichte geringer. Dies trifft insbesondere auf die intensiv genutzte Agrarlandschaft zu, wo 1-5 Territorien/10 ha die Regel sind (SCHLÄPFER 1988, DAUNICHT 1998, POULSEN et al. 1998, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999b, DONALD & VICKERY 2000, ERAUD & BOUTIN 2002). Die Maximalgröße von Feldlerchenrevieren beträgt ca. 10 ha (DAUNICHT 1998), selten bis 20 ha (DELIUS 1963).

Die Siedlungsdichte wiederum ist stark von der Nahrungsversorgung abhängig. Je besser das Angebot und die Erreichbarkeit insbesondere von Arthropoden sind, desto kleiner können die Reviere sein. Divers strukturierte Territorien bieten über die gesamte Brutsaison nicht nur geeignete Brutmöglichkeiten, sondern sie gewährleisten zudem eine ausreichende Nahrungsversorgung. Auf Äckern ist die Erreichbarkeit der Nahrung der limitierende Faktor (JENNY 1990a). ODDERSKÆR et al. (1997a), MORRIS et al. (2004) und FISCHER et al. (2009) stellten fest, dass bodenoffene Bereiche, wie Fahrgassen oder Feldlerchenfenster (Kap. 4.2), intensiver zur Nahrungssuche genutzt wurden, obwohl das Arthropodenangebot in den angrenzenden Kulturbeständen höher (ODDERSKÆR et al. 1997a) oder vergleichbar war (MORRIS et al. 2004). Daraus wiederum lässt sich folgern, dass natürliche oder künstliche Mikrohabitatstrukturen die Siedlungsdichte erhöhen und somit den Feldlerchenbestand auch innerhalb großparzelliger Agrarlandschaften steigern.

3.1.3 Phänologie und Brutbiologie

Die Feldlerchen Mitteleuropas sind Zugvögel, die in West- und Südwesteuropa sowie im Mittelmeerraum überwintern (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999b, DONALD 2004, BAUER et al. 2005b). Bereits im Spätwinter kehren erste Trupps zurück, sobald die Felder hinreichend schneefrei für die Nahrungssuche sind und die Temperaturen nicht anhaltend unter 0 °C fallen. Auch Überwinterungen einzelner Trupps sind in Mitteleuropa nicht selten (HEYDER 1952, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999b, BAUER et al. 2005b). Die Erstankunft in Sachsen fällt dementsprechend bereits in den Spätwinter, v. a. Februar bis Anfang März (HEYDER 1952, STEFFENS et al. 2013). Bis in den April hinein sind jedoch auch Durchzügler darunter (HEYDER 1952, STEFFENS et al. 2013). Die Brutzeit reicht bis etwa Ende Juli, ab September finden sich größere Schwärme zusammen und der Wegzug setzt ein, inklusive des Durchzugs skandinavischer Vögel (BAUER et al. 2005b).

Die Rückkehr erfolgt an den Schlupfort (DELIUS 1963, JENNY 1990b, DAUNICHT 1998), wobei dies in der Agrarlandschaft aufgrund wechselnder Habitateigenschaften geringer ausgeprägt ist (SCHLÄPFER 1988). Ab Ende März ist der zuvor auf sonnige Tage beschränkte Reviergesang der Männchen bei anhaltend frühlingshafter Witterung regelmäßig zu hören. Die Brutzeit beginnt in Sachsen mit dem Nestbau um den 10. April (STEFFENS et al. 2013). Das Nest wird am Boden unter Vegetation angelegt (DELIUS 1963, ERDŐS et al. 2009) und enthält meist zwei bis fünf, selten sechs Eier (VON KALITSCH 1930, HAUN 1931, DELIUS 1963, 1965, SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990c, DONALD et al. 2001b, JEROMIN 2002). Auf intensiv genutzten Ackerflächen sind die Gelegestärken und der Bruterfolg im Vergleich mit natürlichen Habitaten, Ackerbrachen oder ökologisch bewirtschafteten Flächen geringer (ODDERSKÆR et al. 1997b, POULSEN et al. 1998, CHAMBERLAIN & CRICK 1999, DONALD et al. 2001b). Bei Gelegeverlusten finden Ersatzbruten statt, wobei ein neues Gelege unter optimalen Bedingungen vier Tage (DELIUS 1965, JENNY 1990c), in der Agrarlandschaft oft erst ein bis zwei Wochen nach dem Verlust begonnen wird (SCHLÄPFER 1988). Die Gelege werden 10 bis 14 Tage bebrütet, wobei die Brutdauer im Verlauf der Saison abnimmt (SCHLÄPFER 1988). Die Gelegestärke steigt dagegen zum Ende der Brutsaison hin an (VON KALITSCH 1930,

HAUN 1931, DELIUS 1965, SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990c). Weitere 6 bis 12 Tage vergehen vom Schlupf bis zum Verlassen des Nests sowie nochmals ca. 7 Tage bis zum Flüggewerden (SCHLÄPFER 1988, DONALD 2004), sodass ein Brutzyklus, inklusive der Zeit für den Nestbau, 22 bis 35 Tage umfasst (SCHLÄPFER 1988).

Die Feldlerche brütet während einer Saison zwei- bis dreimal (DELIUS 1965, SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990c, WILSON et al. 1997, JEROMIN 2002). Zwei Hauptbrutperioden mit der Erstbrut von Mitte April bis Mitte Mai und der Zweitbrut von Mitte Mai bis Mitte Juni sind stark, ein dritter Brutzeitraum von Mitte Juni bis Mitte Juli weniger deutlich ausgeprägt (DELIUS 1965, SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990c, WILSON et al. 1997). In der intensiv genutzten Agrarlandschaft sind aufgrund der ungünstigeren Ernährungssituation (v. a. schlechte Erreichbarkeit, Nahrungsmangel) und der Störungshäufigkeit (z. B. Bestellung, Mahd, Ernte) zwei Bruten die Regel (JENNY 1990c, WILSON et al. 1997, BAUER et al. 2005b).

Unter geeigneten Habitatbedingungen (Kap. 3.1.2) werden die zwei bis drei Jahresbruten im selben Revier durchgeführt (DELIUS 1963, DAUNICHT 1998). In der Agrarlandschaft sind jedoch Revierverschiebungen die Regel, welche eng mit den raschen Änderungen der Wuchshöhe und Dichte der Vegetation verknüpft sind (SCHLÄPFER 1988, HOFFMANN et al. 2016). Unter den häufigen Ackerkulturen werden im April zunächst Wintergetreideschläge präferiert (v. a. Winterweizen), anfangs in geringerem Ausmaß auch Winterraps. Ab Mai wechselt der Schwerpunkt der Besiedlung zu Sommergetreide. Im Juni nimmt auch deren Eignung ab und die Feldlerchen nutzen die dann niedrigen späten Sommerungen, z. B. Mais, wobei die niedrig bleibenden späten Kulturen, wie Kartoffeln oder Zuckerrüben bis in den Juli beste Brutbedingungen bieten (SCHLÄPFER 1988, JENNY 1990c, WILSON et al. 1997, DONALD et al. 2001c, JENNY & WEIBEL 2001, TOEPFER & STUBBE 2001, ERAUD & BOUTIN 2002, STÖCKLI et al. 2006, EGGERS et al. 2011, HIRON et al. 2012). Konventionell bewirtschaftete Wintergetreide- oder Winterrapsfelder, die in Sachsen und Deutschland jeweils ca. drei Viertel der Ackerflächen einnehmen (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015a) sind für Zweit- oder Drittbruten kaum nutzbar (vgl. Abb. 13 mit Abb. 14), sodass es ab Mitte Mai an geeigneten Habitaten mangelt.

Gelege- und Brutverluste der Feldlerche sind auf Ackerland überwiegend Folge von Prädation (z. B. DAUNICHT 1998), v. a. durch Raubsäuger, z. B. Dachs (*Meles meles*), Hermelin (*Mustela nivalis*) oder Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), aber auch Igel (*Erinaceus europaeus*) oder Wühlmäuse (*Microtinae*) (DELIUS 1965, JENNY 1990c, WEIBEL 1999, DONALD et al. 2002, JEROMIN 2002, HELMECKE et al. 2005, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, PRAUS et al. 2014). Das Prädationsrisiko steigt mit zunehmender Nähe des Neststandortes zum Feldrand, insbesondere zu Vertikalstrukturen (z. B. Hecken, Baumreihen, Wald-ränder) und Rainen (WEIBEL 1999, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009). Auch ein geringer Abstand des Nests zu Fahrgassen erhöht das Risiko des Brutverlusts (DONALD et al. 2002, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009). Letzteres ist insbesondere im Juni/Juli bedeutsam, da dann aufgrund des hohen Eindringwiderstands der dichten Getreidebestände etwa die Hälfte der Feldlerchennester in Getreidefeldern unmittelbar an Fahrgassen liegen (DONALD & VICKERY 2000). Zur Kulturartenabhängigkeit liegen teilweise widersprüchliche Ergebnisse vor. So gibt es Befunde zu höheren Überlebensraten von Nestern in Ackerschlägen als in Brachen (WEIBEL 1999, DONALD & VICKERY 2000, DONALD et al. 2002) ebenso wie das genaue Gegenteil (WILSON et al. 1997, POULSEN et al. 1998). Unstrittig ist, dass Nester in Mais aufgrund der geringen Bodendeckung häufiger prädiert werden (JENNY 1990c, DZIEWIATY & BERNARDY 2007, PRAUS & WEIDINGER 2010).

Bei guten Lebensbedingungen ist der Beginn der Erstbrut eng mit der Lufttemperatur korreliert, sodass sehr viele Paare innerhalb weniger Tage mit der Brut beginnen (DELIUS 1963, 1965). Zeitgleiches Brüten vieler Paare mindert das individuelle Prädationsrisiko. Im Vergleich dazu starten die Feldlerchen im intensiv genutzten Agrarland zeitlich weiter verteilt mit den Erstbruten, was auf die ungünstigeren Bedingungen verweist (JENNY & WEIBEL 2001) und das Prädationsrisiko erhöht.



Abb. 13: intensiv konventionell bewirtschaftete Wintergerste, Draufsicht Mitte Juni



Abb. 14: extensiv bewirtschaftete Wintergerste mit saisonalem Dünge- und Spritzmittelverzicht, Draufsicht Mitte Juni

3.2 Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

3.2.1 Verbreitung, Bestand und Bestandsentwicklung

Der Kiebitz (Abb. 15) ist eine Limikolenart aus der Ordnung Wat-, Alken- und Möwenvögel (*Charadriiformes*), Familie Regenpfeifer (*Charadriidae*) (WIERSMA et al. 2005). Die monotypische Art ist paläarktisch von Marokko bis nach Japan verbreitet (TROLLIET 2003, SHRUBB 2007), bei einer Gesamtpopulation von ca. 5,5-9,5 Mio. Individuen (WETLANDS INTERNATIONAL 2016). Der europäische Bestand umfasst ca. 60 % des Weltbestandes, wovon jedoch weniger als 5 % auf Deutschland entfällt (Tab. 3). In Sachsen ist die Art mit 400-800 Paaren präsent, mit Schwerpunkt in Nord- und Ostsachsen (STEFFENS et al. 2013). Ein altitudinaler Gradient ist nur insofern feststellbar, als dass die vom Kiebitz bevorzugten Offenlandhabitats im Mittelgebirge nur kleinflächig vorhanden sind und die Art daher seltener anzutreffen ist. Bruten sind jedoch bis in die Kammlagen ostdeutscher Mittelgebirge belegt (z. B. HEYDER 1952, MÜNCH 1978, HERING 2001).

Die Kiebitzbestände in Europa (1980-2014 -58 %, EBCC 2016), Deutschland (1980-2005 ca. -57 %, SUDFELDT et al. 2008) und Sachsen (1980-2005 -79 %, STEFFENS et al. 2013) sind seit etwa 35 Jahren stark rückläufig (Tab. 4). Für weiter zurückliegende Zeiträume berichten verschiedene Autoren übereinstimmend von örtlichen Bestandszunahmen infolge der verstärkten Besiedlung von Äckern Mitte des 20. Jahrhunderts (siehe z. B. Zusammenstellung für Mitteleuropa bei BAUER et al. (2005a) oder für Niedersachsen bei ONNEN & ZANG (1995), welche eine zuvor negative Bestandsentwicklung (z. B. HEYDER 1952, KLOMP 1954, ONNEN & ZANG 1995) ablösten.

Tab. 3: Aktueller Kiebitzbestand (in Paaren) und Gefährdungsgrad nach Regionen (zur Bedeutung und zum Vergleich der Rote-Liste-Kategorien siehe Tab. 44 in Anhang 2)

Region	Bestand	Quelle	Rote-Liste-Status	Quelle
Welt	2,75-4,75 Mio.	WETLANDS INTERNATIONAL 2016	NT	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015d
Europa	1,59-2,58 Mio.	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015c	VU	BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015a
Deutschland	63.000-100.000	GRÜNEBERG et al. 2015	2	GRÜNEBERG et al. 2015
Sachsen	400-800	STEFFENS et al. 2013	1	STEFFENS et al. 2013

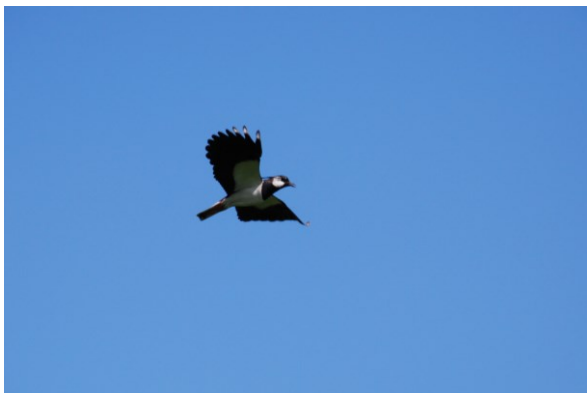


Abb. 15: warnendes Kiebitzmännchen



Abb. 16: Kiebitznest

Tab. 4: Bestandstrend des Kiebitzes in verschiedenen Ländern bzw. Regionen Europas

Land	Trend	Zeitraum	Quelle
Dänemark	-33 bis -50 %	1999-2011	DOF 2017b
Deutschland	ca. -57 % ²⁰	1980-2005	SUDFELDT et al. 2008
Großbritannien	-45 %	1995-2013	HAYHOW et al. 2015
Niederlande	-40 %	1990-2015	SOVON VOGELONDERZOEK NEDERLAND 2017
Schweden	ca. -30 %	1998-2015	GREEN et al. 2015
Schweiz	ca. -55 %	2000-2005	SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2017
	ca. +50 %	2005-2015	
Tschechien	-70 %	1985-89 bis 2001-03	ŠŤASTNÝ et al. 2006

Die Ursachen für den Rückgang vom 19. Jahrhundert bis Anfang/Mitte des 20. Jahrhunderts waren vor allem die Trockenlegung von Feuchtwiesen und das Sammeln der Eier (KLOMP 1954, ONNEN & ZANG 1995, BAUER et al. 2005a). Die anschließende Phase der Bestandserholung ging mit der erfolgreichen Umsiedlung des Kiebitzes auf Äcker einher (siehe ausführlichen Abriss bei GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a). Mit der fortschreitenden Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung, insbesondere der Drainage von Nassstellen in Äckern und dem zunehmenden Anbau von Winterkulturen anstelle von Sommergetreide, begann der erneute Rückgang der Art etwa zu Beginn der 1980er Jahre (HUDSON et al. 1994, SHELDON et al. 2004, BAUER et al. 2005a, WILSON et al. 2009). Auch verstärkte Prädation der Gelege und Küken (MACDONALD & BOLTON 2008a, TEUNISSEN et al. 2008, BELLEBAUM & BOCK 2009, ROODBERGEN et al. 2012, HÖTKER 2015b, NIEMCZYNOWICZ et al. 2017), vor allem ab den 1990er Jahren wird als Ursache genannt, unter anderem infolge der Tollwutimmunisierung beim Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) (ULRICH et al. 2005) und des daraufhin beispielsweise in Sachsen deutlich angestiegenen Fuchsbestands (ANSORGE 2009). Allerdings traten vergleichbare Bestandsrückgänge auch in bereits länger tollwutfreien Regionen wie England und Wales etwa zeitgleich auf (z. B. WILSON et al. 2001), was einen starken überregionalen Einfluss durch landwirtschaftliche Intensivierung wahrscheinlich macht, dessen raum-zeitliches Auftreten mit den Bestandsrückgängen zusammenfällt (z. B. CHAMBERLAIN et al. 2000a, vgl. auch BODEY et al. 2011). Daneben ist ein Einfluss verstärkter Prädation, unter anderem durch die gestiegenen Bestände von Neozoen (Abb. 12, S. 8), z. B. Mink (*Neovison vison*), belegt (NIEMCZYNOWICZ et al. 2017).

3.2.2 Lebensraumsanspruch und Brutplatzwahl

Hinsichtlich der Lebensraumsansprüche ist der Kiebitz im Vergleich zu vielen anderen Limikolenarten sehr variabel. Brutplatz können Feuchtwiesen, Weiden, Äcker oder trockene, schütter bewachsene Ruderalflächen sein (z. B. GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a, BAUER et al. 2005a, SHRUBB 2007), aber z. B. auch Flachdächer (z. B. WEGGLER 2009), innerstädtische Brachen (KAMP et al. 2015) oder Kahlschläge (MÜNCH 1978, LUNDBERG 2009).

Die generellen Kriterien für die Brutplatzwahl sind gut untersucht (v. a. KLOMP 1954). Grundsätzlich ist die Art auf Standorte mit gehemmter Vegetationsentwicklung geprägt. Dies sind Flächen mit geringer Vegetationshöhe²¹ (z. B. KLOMP 1954, LISTER 1964, TROLLIET 2003, DEVEREUX et al. 2004, SHELDON et al.

²⁰ Aus der Antwort der Bundesregierung auf eine Kleine Anfrage (Drucksache 18/12195) geht hervor, dass der Kiebitzbestand in Deutschland im Zeitraum 1990-2013 sogar um 80 % zurückgegangen ist, was der mit Abstand höchste Wert aller Vogelarten im Teilindikator Agrarland ist (DIE BUNDESREGIERUNG 2017).

²¹ KLOMP (1954) gibt 4-7 cm an, bemerkt jedoch, dass in weniger dichter Vegetation, z. B. in Getreide mit 15 cm Reihenabstand, auch größere Höhen toleriert werden. LISTER (1964) schätzt ca. 15 cm für dichte und ca. 30 cm für schütterere Vegetation. Weitere Angaben, auch zu Extremwerten finden sich bei GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1999a).

2005, WILSON et al. 2005, MCCALLUM et al. 2015) und/oder geringer Vegetationsdichte bzw. schütterer, unvollständiger oder fehlender Vegetationsdecke (z. B. NICHOLSON 1938/39, KLOMP 1954, TEICHMANN 1975, BESER & VON HELDEN-SARNOWSKI 1982, REDFERN 1982, SHRUBB & LACK 1991, BERG 1993, ŠÁLEK 1993, SHELDON et al. 2005). In verschiedenen Studien konnte eine braune Untergrundfärbung (z. B. KLOMP 1954, IMBODEN 1971, ŠÁLEK 1993, GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005) als für Kiebitze attraktiv ermittelt werden, was gleichfalls mit verminderter Vegetationsbedeckung einhergeht. Oft ist dies mit hoher Bodenfeuchte assoziiert (z. B. TEICHMANN 1975, MATTER 1982, BERG 1993, MASON & MACDONALD 1999). Dies führte häufig zu der Interpretation, dass dies für die Ansiedlung erforderlich sei (siehe Zusammenstellung bei GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a). Es ist jedoch unklar, ob hohe Feuchte nur sekundär wirkt, indem die Vegetationsentwicklung gehemmt wird (z. B. KLOMP 1954, GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a, TROLLIET 2003, DEVEREUX et al. 2004) oder tatsächlich entscheidend für die Kiebitzansiedlung ist (vgl. z. B. MCCALLUM et al. 2015). Allerdings verbessert sich bei hoher Bodenfeuchte auch die Nahrungsversorgung (MATTER 1982, BERG 1993, BLOMQUIST & JOHANSSON 1995, MILSON et al. 2002), was für einen positiven Zusammenhang spricht²². Kiebitze ernähren sich überwiegend von Invertebraten, die an der Bodenoberfläche erbeutet oder aus dem oberflächennahen Untergrund aufgenommen werden (SHRUBB 2007). Die Nahrungssuche findet bevorzugt im Brutrevier statt (HÖGSTEDT 1974, BERG 1993). Für die Brutplatzwahl ist aber lediglich entscheidend, dass sich eine solche Nahrungsfläche in für Alt- und Jungvögel erreichbarer Entfernung befindet (KLOMP 1954, GALBRAITH 1989). Wichtiger sind demnach die Sichtbedingungen am Standort (BAINES 1990), die eine erfolgreiche Gefahrenabwehr ermöglichen²³. Dafür sind neben einer gehemmten Vegetationsentwicklung das Mikrorelief am Brutplatz und die Distanz zu vertikalen Landschaftselementen, wie z. B. Hecken, Bäumen, Masten (KLOMP 1954, BESER & VON HELDEN-SARNOWSKI 1982, KOOIKER 1984), bedeutsam. Diese Bevorzugung offener Standorte (z. B. GALBRAITH 1989, KLOMP 1954) ist wahrscheinlich evolutiv erworben, da dort die Brutverluste geringer sind (BERG et al. 1992, SHELDON et al. 2007, MACDONALD & BOLTON 2008a).

Bereits KLOMP (1954) stellte fest, dass Kiebitze häufig Ackerflächen inmitten ausgedehnter Grünlandareale besiedeln. Vor allem (frisch geackerte) Felder mit Sommerkulturen entsprechen dem Suchschema der Art (z. B. NICHOLSON 1938/39, LISTER 1964, TEICHMANN 1975, BESER & VON HELDEN-SARNOWSKI 1982, KOOIKER 1987, 1990, GALBRAITH 1989, SHRUBB & LACK 1991, ŠÁLEK 1993, WILSON et al. 2001, BERG et al. 2002, SHELDON et al. 2004, SCHIFFERLI et al. 2006) und wurden ab den 1950er Jahren in verschiedenen Teilen Europas stärker besiedelt als zuvor, da viele ehemals feuchte Grünlandflächen infolge von Drainagemaßnahmen ungeeignet wurden (z. B. ONNEN & ZANG 1995, VICKERY et al. 1999, WILSON et al. 2004). Winterkulturen sind bereits zu Anfang des Frühjahrs meist zu dicht bzw. zu hoch, um als Brutplatz infrage zu kommen (z. B. IMBODEN 1970, SHRUBB & LACK 1991, WILSON et al. 2001, GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005, KRAGTEN 2006, SCHIFFERLI et al. 2006), wenngleich einzelne Bruten immer wieder stattfinden, insbesondere an Stellen mit im Wachstum zurückgebliebener Vegetation (eig. Beob., SHRUBB & LACK 1991, SHELDON et al. 2005). Dementsprechend konzentrieren sich die Vorkommen auf Äckern zu Beginn der Brutzeit im März und April gegenwärtig auf vier Habitate: (1) Nasstellen ([Abb. 17](#)), (2)

²² Vgl. auch BOTH et al. (2005), die einen Zusammenhang zwischen einem frühen Legebeginn und feuchter Witterung im Winter feststellten und dies mit einer besseren Nahrungsversorgung in der Vorlegeperiode erklärten.

²³ Kiebitze verteidigen ihr Gelege aktiv, sowohl gegen Luft- als auch gegen Bodenprädatoren (SHRUBB 2007, KRÓLIKOWSKA et al. 2016). Das Männchen hält dabei in der Nestumgebung Wache, während das Weibchen brütet. Bei Annäherung eines potenziellen Feindes warnt das Männchen und das Weibchen verlässt das Gelege frühzeitig. Die Gelege sind hervorragend getarnt ([Abb. 16](#)) und kaum ausfindig zu machen. Männchen und Weibchen unternehmen Scheinangriffe, um den Prädatator zu vertreiben. Dies erfolgt bei mehreren Brutpaaren gemeinsam (ELLIOT 1985a, ŠÁLEK & ŠMILAUER 2002, SHRUBB 2007, EGLINGTON et al. 2009, PUCHTA et al. 2009), wodurch die Prädationsrate in der Regel mit steigender Koloniegröße sinkt (BERG et al. 1992, ELLIOT 1985b, ŠÁLEK & ŠMILAUER 2002, MACDONALD & BOLTON 2008a).

trockene, schütter bewachsene (Fehlstellen in) Winterungen, (3) frisch bestellte Sommergetreidefelder (Abb. 18) und (4) im zeitigen Frühjahr noch unbestellte Felder, so genannte Erwartungsflächen für späte Sommerungen (z. B. Mais, Zuckerrüben, Sonnenblumen). Letztere können sehr unterschiedlich aussehen. Das Spektrum reicht von Schwarzbrachen (Abb. 19) über Stoppelbrachen bis zu Flächen mit vorjährigen Winterzwischenkulturen, z. B. Ackersenf. Im weiteren Verlauf der Brutsaison werden auch mit späten Sommerungen bestellte Äcker besiedelt (Abb. 20), die insbesondere ab Mai meist die einzigen niedrig und schütter bewachsenen Flächen sind. Grünland wird infolge der intensiven Bewirtschaftung und der dicht gestaffelten Mahdtermine hingegen in vielen Regionen Mitteleuropas kaum mehr als Brutplatz genutzt (z. B. BOLLMEIER 1992, KUBELKA et al. 2012, GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005, STEFFENS et al. 2013).

Neben strukturellen Merkmalen ist die Brutplatztradition beim Kiebitz bedeutend, was durch Untersuchungen beringter Vögel gezeigt werden konnte. RINKEL (1940) und KRAAK et al. (1940) fanden während der Brutzeit 72 % der Kiebitze höchstens 10 km vom Beringungsort entfernt. THOMPSON et al. (1994) und ONNEN (1989) kamen zu ähnlichen Ergebnissen (61 % bzw. 47,6-54,2 %). HEIM (1962, 1978) fing ein Kiebitzweibchen in fünf aufeinanderfolgenden Jahren stets am gleichen Brutort. Trotz dieser Brutorttreue ist der Kiebitz in der Lage, auf Veränderungen zu reagieren. Bei fehlender Eignung des angestammten Brutplatzes siedeln die Vögel auf geeignetere Flächen um (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a). Diese Ausweichorte liegen meist in unmittelbarer Umgebung der Brutplätze der Vorjahre (THOMPSON et al. 1994). Auch einjährige Kiebitze zeigen bei der erstmaligen Brutplatzwahl eine größere Flexibilität (THOMPSON et al. 1994).

3.2.3 Phänologie und Brutbiologie

Der Kiebitz gehört zu den zeitig aus dem Winterquartier zurückkehrenden Arten. Erste Beobachtungen heimkehrender Kiebitze für Sachsen gibt es jährlich je nach Witterung etwa ab Mitte Februar. Der Großteil der Individuen kommt im März an, wobei bis in den April hinein auch Durchzügler präsent sind (STEFFENS et al. 2013). Nach der Besetzung der Reviere werden ca. zwei bis drei Wochen für Regeneration und Paarbildung benötigt (HÖGSTEDT 1974, ZÖLLNER 2003). Erste Gelege finden sich meist ab Ende März. Die Hauptbrutzeit beginnt Anfang April und reicht bis in den Juni hinein (STEFFENS et al. 2013). Die Abwanderung von den Brutplätzen beginnt bereits mit dem Flüggewerden der Jungen, bei erfolgreicher Erstbrut also bereits im Mai. Im Juni sind bereits häufig Sommertrupps zu beobachten (IMBODEN 1974). Ab August setzt der Herbstzug in die südwesteuropäischen Überwinterungsgebiete ein (IMBODEN 1974).

Die Nester werden am Boden angelegt, auch auf völlig vegetationsfreien Flächen (BERG et al. 1992). Die flache Erdmulde ist meist mit einigen Halmen ausgekleidet und enthält in der Regel vier Eier (Abb. 16, RINKEL 1940, LACK 1947, KLOMP 1951, BESER 1987, KOOIKER 1987, 1990). Nach etwa vier Wochen schlüpfen die Jungen, die nach weiteren vier Wochen flügge sind. Die Jungen sind Nestflüchter und suchen im Schutz der sichernden Altvögel selbstständig Nahrung (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a, BAUER et al. 2005a, SHRUBB 2007). Brutplatz und Aufzuchthabitat können räumlich getrennt sein (z. B. IMBODEN 1968, GALBRAITH 1988, GIRARD & TROLLIET 1992), da während der Brut vor allem die Sichtbedingungen entscheidend sind (vgl. Fußnote 23, S. 20), für die Nahrungssuche und den Schutz der Jungen jedoch feuchte Flächen mit zumindest schütterem Bewuchs bevorzugt werden.

Die Gelege- und Jungenverluste sind hoch, hauptsächlich infolge Prädation (IMBODEN 1970, MATTER 1982, BEINTEMA & MÜSKENS 1987, ONNEN 1989, BAINES 1990, BERG et al. 1992, ŠÁLEK 1992, TROLLIET 2003, SHRUBB 2007, MACDONALD & BOLTON 2008a, b, EGLINGTON et al. 2009, PUCHTA et al. 2009, SCHIFFERLI et al. 2009, ROODBERGEN et al. 2012), Viehtritt (BEINTEMA & MÜSKENS 1987, TROLLIET 2003) oder landwirtschaftlicher Tätigkeit (z. B. ONNEN 1989, BAINES 1990, BERG et al. 1992, ŠÁLEK 1992, KOOIKER 1993, BAUER et al.

2005a). Prädatoren der Gelege sind vor allem Säugetiere (vor allem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*) oder Marderartige (*Mustelidae*), aber auch Igel (*Erinaceus europaeus*) oder Ratten (*Rattus spec.*)), während Vögel überwiegend Küken erbeuten, z. B. Rabenvögel (*Corvidae*), Graureiher (*Ardea cinerea*) oder Mäusebussard (*Buteo buteo*) (IMBODEN 1970, MATTER 1982, ELLIOT 1985b, BERG et al. 1992, HABERER 2001, TROLLIET 2003, LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, JUNKER et al. 2006, WALLANDER et al. 2006, BOLTON et al. 2007, MACDONALD & BOLTON 2008b, TEUNISSEN et al. 2008, BELLEBAUM & BOCK 2009, EGLINGTON et al. 2009, SCHEKKERMAN et al. 2009, JEROMIN et al. 2014, CIMIOTTI et al. 2017). Infolge landwirtschaftlicher Tätigkeit treten Gelegeverluste vor allem auf den im Frühjahr noch brachliegenden Äckern für späte Sommerungen (z. B. Mais, Sonnenblumen, Zuckerrüben) auf. Diese können als ökologische Fallen wirken, da die bodenoffenen Habitate eine für Kiebitze attraktive gehemmte Vegetationsentwicklung suggerieren. Im Zuge der Bodenbearbeitung werden ab Mitte April jedoch viele Gelege zerstört (vgl. BERG et al. 1992, PUCHTA et al. 2009). Da insbesondere der Maisanbau in den letzten Jahren stark zugenommen hat (Abb. 8, S. 8), sind diese Verluste durchaus bedeutsam.

Bis zum Erlahmen des Bruttriebs gegen Ende der Brutsaison im Juni werden innerhalb weniger Tage Ersatzgelege gezeitigt (KLOMP 1951, ZÖLLNER 2003), sodass trotz hoher Gelege- und Jungenverluste die Reproduktionsrate nicht zwangsläufig niedrig ist (BEINTEMA & MÜSKENS 1987, BODEY et al. 2011).



Abb. 17: Nasstelle in Wintergetreide Anfang März



Abb. 18: Sommergerste Ende April (rechts) im Vergleich mit Wintergerste (links)



Abb. 19: Schwarzbrache, später mit Mais bestellt; die Stangen markieren ein Kiebitznest zum Schutz vor Zerstörung durch die weitere Bearbeitung



Abb. 20: Acker mit Sonnenblumen Anfang Mai; Neststandort zwischen den Stangen

„AES [agri-environment schemes] can be effective for conserving wildlife on farmland, but they are expensive and need to be carefully designed and targeted.”

(BATÁRY et al. 2015: 1006)

4 Nutzungsintegrierter Artenschutz

4.1 Konzeption

Der Artenschutz ist neben Flächen- und Prozessschutz eines der drei Hauptteilgebiete des Naturschutzes, mit dem Ziel, einzelne oder mehrere Arten durch geeignete Maßnahmen vor dem Aussterben zu bewahren (SCHMIDT 1996). Dies kann in-situ oder ex-situ erfolgen, letzteres z. B. in Form von Erhaltungszuchtprogrammen oder Genbanken. Beim In-situ-Erhalt gibt es eine Fülle möglicher Maßnahmen, angefangen mit Schonzeiten jagdbarer Arten über die Einstufung in Rote-Liste-Kategorien bis zur Unterschutzstellung der Lebensräume. Die einzelnen Bausteine sind dabei komplementär und erzielen oft erst in Kombination die gewünschte Wirkung.

Klassische Flächenschutzkonzepte sahen zunächst eine strenge räumliche Trennung von Schutzzonen und außerhalb davon liegenden Gebieten ohne konkrete Sicherung vor. Seltene Arten sollten auf den (wenigen) geschützten Enklaven überleben, während jenseits davon intensiv gewirtschaftet wird.

Integrative Ansätze im Naturschutz sind dagegen vergleichsweise jung und gehen im deutschsprachigen Raum vor allem auf Haber zurück (z. B. HABER 1972). Dessen Konzept der differenzierten Landnutzung geht in Bezug zur Agrarlandschaft grundsätzlich vom Vorrang landwirtschaftlicher Nutzung gegenüber anderen Rauminteressen aus, verweist aber gleichzeitig auf die umweltbelastenden Wirkungen, die aus konzentrierter, großflächiger, intensiver Landnutzung resultieren (HABER 2014). Kulturlandschaftspflege und Naturschutz sollten daher bestmöglich in die landwirtschaftliche Inwertsetzung integriert werden. HABER (2014) schlägt dafür eine kleinteilige Trennung der verschiedenen Interessen in einem räumlich und zeitlich vielgestaltigen Landschaftsmosaik, im Sinne einer Integration verschiedener Ziele auf begrenzter Fläche durch kleinräumige Segregation, vor. Dies soll die (unvermeidlichen) negativen Auswirkungen der agrarischen Landnutzung so weit mildern, dass die in Anspruch genommenen Teilsysteme (z. B. Boden, Wasser, Flora, Fauna) nicht anhaltend und irreversibel geschädigt werden. Kritisch ist anzumerken, dass die von Haber genannten Richtwerte für maximale Schlaggrößen (25 ha) oder für den Mindestanteil „naturbetonter“ Bereiche (10 %) (JEDICKE & MARSCHALL 2003, HABER 2014) nicht empirisch unterlegt sind. Es ist auch zu konstatieren, dass diese Vorgaben beispielsweise in der Schweiz zwar seit etwa 15 Jahren erfüllt sind (SCHWEIZERISCHES BUNDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2014), die Feldlerche jedoch aufgrund der intensiven Produktion dennoch im Bestand deutlich zurückging²⁴ (SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2016).

²⁴ In der Schweiz wurde bereits in den 1990er Jahren eine Ökologisierung der Landwirtschaft eingeleitet (SPIESS 2003, BIRRER et al. 2007, 2009). Der Anteil ökologischer Ausgleichsflächen stieg ab 1993 schnell an und lag in den Talregionen von 2000 bis 2013 annähernd stabil bei 12 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (SCHWEIZERISCHES BUNDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2014). Der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen umfasste in der Schweiz im gleichen Zeitraum im Mittel weitere ca. 10 % der Nutzfläche (SCHWEIZERISCHES BUNDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT 2014). Die Ökologisierung der schweizerischen Landwirtschaft erbrachte positive Effekte für eine Reihe von Vogelarten (SPIESS 2003, BIRRER et al. 2007) und der Agrarvogelindex der Schweiz zeigt dementsprechend einen stabilen Trend (SATTLER et al. 2015). Dennoch ging z. B. der Feldlerchenbestand von 2000 bis 2014 um ca. 30 % zurück (SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2016), obwohl die Feldlerche als Zielart von den genannten Maßnahmen profitieren sollte. Eine Ursache hierfür ist vermutlich in der Ausgestaltung der ökologischen Vorrangflächen zu sehen, die fast ausschließlich Grünlandstandorte umfassten (SCHWEIZERISCHES BUNDESAMT FÜR STATISTIK 2015), die für die Feldlerche nur bedingt geeignet sind (vgl. BIRRER et al. 2007).

Eine vollständige Integration ist ohnehin als Konstrukt anzusehen. In Bezug zum Artenschutz bzw. zum Schutzziel des Erhalts der Biodiversität gibt es jedoch zahlreiche Beispiele, dass eine weniger intensive Bewirtschaftungsweise (vgl. STOATE et al. 2001), insbesondere Ökolandbau²⁵ (vgl. NIGGLI 2015), bessere Lebensbedingungen für Feldvögel und andere Organismengruppen bewirkt und dementsprechend höhere Bestände sowie eine größere Artenvielfalt zur Folge hat (z. B. BRAAE et al. 1988, BROOKES et al. 1995, CHAMBERLAIN et al. 1995, 1999a, 2010, EVANS et al. 1995, CHRISTENSEN et al. 1996, PETERSEN 1996, LOKOMOEN & BEISER 1997, WILSON et al. 1997, SOIL ASSOCIATION 2000, FREEMARK & KIRK 2001, BEECHER et al. 2002, JEROMIN 2002, DONALD 2004, HÖTKER et al. 2004, NEUMANN & KOOP 2004, BENGTSOON et al. 2005, FULLER et al. 2005, HOLE et al. 2005, GIBSON et al. 2007, NEUMANN et al. 2007, KRAGTEN & DE SNOO 2008, KRAGTEN et al. 2008a, HENDERSON et al. 2009, DOXA et al. 2010, WILCOX et al. 2014, FEBER et al. 2015). Eine kurzfristige, flächenhafte Umstellung der Landwirtschaft auf ökologisch angepasste, extensivere Produktionsverfahren ist allerdings nicht realistisch. Daher sind Maßnahmen zur Ökologisierung konventionell bewirtschafteter Äcker für die kurzfristige Bestandssicherung bedeutsam, wenngleich auch diese den negativen Bestandstrend womöglich nicht umkehren, aber doch zumindest mindern könnten.

Besonders vielversprechend sind dabei die EU-geförderten Agrarumweltmaßnahmen. AUM können auf freiwilliger Basis von Landwirten beantragt und umgesetzt werden. Sie sollen die Erbringung gesellschaftlich gewünschter Leistungen, z. B. den Erhalt der Biodiversität oder Bodenschutz, ermöglichen und honorieren (BATÁRY et al. 2015). Typische AUM sind z. B. ein- oder mehrjährige selbstbegrünte oder begrünte Brachen (Abb. 21), das Belassen der Stoppeln über Winter oder die Anwendung bodenkonservierender Direktsaatverfahren (Abb. 22) (z. B. SMUL 2015). Die Vergütung, welche sich am Ertragsausfall und dem mit der Leistungserbringung verbundenen Aufwand orientiert, wird zu 55 bis 85 % aus dem Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) finanziert. Den Rest müssen die Mitgliedsstaaten bzw. die deutschen Bundesländer (mit Unterstützung des Bundes) aufbringen (GRAJEWSKI & SCHMIDT 2015).

Die EU-geförderten AUM existieren seit 1985²⁶ und waren zunächst ein optionales Instrument für die Mitgliedsstaaten zur Zahlung von Beihilfen für Landwirtschaftsbetriebe, die in „Gebieten mit gefährdeter Umwelt“ im Sinne des Umweltschutzes wirtschaften (EG 1985). Ab 1992 waren die EU-Staaten dann verpflichtet, Agrarumweltprogramme zu erarbeiten (EG 1992). Die Förderprogramme hatten bzw. haben jeweils eine Laufzeit von sieben Jahren, sodass nach 1993-1999, 2000-2006, 2007-2013 nunmehr die vierte Version für den Förderzeitraum 2014-2020 vorliegt (z. B. SMUL 2015). In Vorbereitung dieses Programms erfolgte auch die Maßnahmenentwicklung und -erprobung im Bodenbrüterprojekt (SCHMIDT et al. 2015).

Aufgrund des langen Zeitraums der Existenz von AUM liegen umfangreiche Ergebnisse zu deren Erfolg vor²⁷, die allerdings ein ambivalentes Bild ergeben (KLEIJN & SUTHERLAND 2003, SUTHERLAND 2004, KLEIJN et al. 2006, BIRRER et al. 2007, BATÁRY et al. 2011, WHITTINGHAM 2011, UTHES & MATZDORF 2013, HÖTKER & LEUSCHNER 2014, ROODBERGEN & TEUNISSEN 2014). So funktionierten artspezifische AUM teilweise sehr gut und erhöhten die zuvor stark rückläufigen Bestände in Einzelfällen deutlich, z. B. bei der Grauammer (*Emberiza calandra*) in Schottland (PERKINS et al. 2011), beim Triel (*Burhinus oedicnemus*) in Südengland (AEBISCHER et al. 2000, SWASH et al. 2000, EVANS & GREEN 2007) oder ebenda bei der Zaunammer (*Emberiza cirulus*) (OVENDEN et al.

²⁵ Daneben gibt es alternative Entwürfe, so genannter integrierter Landwirtschaft, wo die Anforderungen geringer sind als im Ökolandbau (z. B. BOLLER et al. 2004, MARJA et al. 2014), z. B. dürfen in gewissem Umfang Agrochemikalien eingesetzt werden.

²⁶ In Deutschland gab es bereits zuvor landesfinanzierte Agrarumweltprogramme, z. B. in Bayern seit 1983 (HÖLL & VON MEYER 1996).

²⁷ Eine Abfrage im ISI Web of Science (<http://apps.webofknowledge.com>, 27.02.2017) lieferte 1.066 Beiträge zum Stichwort „agri-environment scheme“.

1998, AEBISCHER et al. 2000, SWASH et al. 2000, PEACH et al. 2001). Beim Rebhuhn (*Perdix perdix*) erholten sich die Bestände in Südwestengland durch Kombination eines Ackerrandstreifenprogramms²⁸ als AUM mit einem Prädatorenmanagement (AEBISCHER et al. 2000). In anderen Fällen waren die Bestandszuwächse gering, z. B. beim Rotschenkel (*Tringa totanus*) in Schottland (O'BRIEN & WILSON 2011), oder es wurde lediglich der Bestandsrückgang gemindert, ohne eine Trendumkehr zu erreichen, z. B. beim Kiebitz in Schottland (O'BRIEN & WILSON 2011) oder Ostengland (BRADBURY & ALLEN 2003). Teilweise fielen die Ergebnisse noch ernüchternder aus. So konnten KLEIJN et al. (2001, 2004) in den Niederlanden und HELDBJERG et al. (2017) in Dänemark keine positiven Effekte der AUM auf die Artenvielfalt der Pflanzen und Vögel nachweisen. Gegenteilige Resultate mit höheren Vogelbeständen in Regionen, die einen höheren Anteil an AUM aufwiesen, liegen jedoch ebenfalls vor (z. B. DALLIMER et al. 2010). BAKER et al. (2012) stellten in England zwar fest, dass Finken (als Körnerfresser) von Winterstoppeeln und überwinterten Blühbrachen profitierten, andere Arten, z. B. Feldlerche und Kiebitz, jedoch keinen Populationsanstieg infolge der AUM verzeichneten.

Die Ursachen für das widersprüchliche Gesamtbild sind so vielfältig wie die Agrarumweltprogramme selbst²⁹, die Ziele der verschiedenen Maßnahmen, die Ansprüche der Zielart(en) und die regionalen Gegebenheiten (KLEIJN & SUTHERLAND 2003, WHITTINGHAM 2007, BATÁRY et al. 2011). So wurden positive Effekte meist mit lokalen Projekten erzielt, bei denen wenige Maßnahmen eng auf die Erfordernisse der Zielart(en) und die Belange der Landwirte zugeschnitten waren. Die Umsetzung erfolgte in enger Kooperation zwischen Artenschützern und Landwirten, wodurch die fachlich korrekte Realisierung sichergestellt war (z. B. KLEIJN et al. 2001, BRADBURY et al. 2004, SHELDON et al. 2004, WHITTINGHAM 2011, HÖTKER & LEUSCHNER 2014, BATÁRY et al. 2015, vgl. auch SCHMIDT et al. 2015, CHEVILLAT et al. 2017). Für (ehemals) häufige, weit verbreitete Arten wäre aber eine flächenhafte Umsetzung nötig (BRADBURY et al. 2004), die bei der bisherigen Praxis des einfachen Angebots freiwilliger Maßnahmen an die Landwirte oft nicht erreicht wurde (DAVEY et al. 2010, CLOTHIER 2013).

AUM können folglich ein wertvolles Instrument bei dem Versuch sein, die Bestandsrückgänge der Agrarvögel aufzuhalten, wenn sie auf die Ansprüche der Zielarten sehr gut abgestimmt sind und die Landwirte fachliche Unterstützung bei der Umsetzung erhalten (HOLE et al. 2005, BATÁRY et al. 2011, 2015, vgl. auch BIRRER et al. 2009, HÖTKER & LEUSCHNER 2014).



Abb. 21: begrünte (Blüh-)Brache mit Phacelia (als Bienenweide)



Abb. 22: Fläche mit bodenkonservierender Direktsaat (Streifensaat = „strip till“) bei Winter-
raps

²⁸ Ackerrandstreifen sind wenige Meter breite Bereiche am Feldrand, welche zwar normal eingesät, aber dann nicht oder nur reduziert gedüngt bzw. mit Pestiziden behandelt werden (AEBISCHER et al. 2000).

²⁹ Allein in Deutschland gab es im Förderzeitraum 2000-2006 25 Agrarumweltprogramme (MARGGRAF 2003).

4.2 Agrarumweltmaßnahmen für die Feldlerche

4.2.1 Vorbemerkungen

Die Feldlerche ist trotz der Bestandsrückgänge der letzten Jahre eine weitverbreitete Art und die häufigste heimische Vogelart des Offenlandes (Kap. 3.1.1), die auf nahezu jedem Acker Mittel- und Westeuropas vorkommen kann. Dementsprechend müssen Maßnahmen zu ihrer Förderung mit vertretbarem Aufwand eine große Flächenwirkung erzielen. Ist der Aufwand zu groß, mindert dies die Umsetzungsbereitschaft seitens der Landwirte und die Maßnahme würde zu teuer, um sie als Agrarumweltmaßnahme zu fördern. Eine nur punktuelle Umsetzung würde den stark negativen Bestandstrend der Feldlerche nicht messbar beeinflussen.

Angesichts der Lebensraumsprüche (Kap. 3.1.2) wurden bisher Maßnahmen entwickelt, die ein Auflockern der Homogenität der Ackerkulturbestände bewirkten. Dies waren:

- Feldlerchenfenster (Kap. 4.2.2),
- weitreihige Saat (Kap. 4.2.3).

Darüber hinaus gibt es weitere, die Feldlerche direkt oder indirekt fördernde Maßnahmen, wie z. B.:

- Stoppelbrachen, die vom Sommer bis in den Spätherbst auch in Mitteleuropa als Nahrungsfläche bedeutsam sind (HÖTKER et al. 2004, vgl. WAKEHAM-DAWSON & AEBISCHER 1998, DONALD et al. 2001d, GILLINGS et al. 2005),
- verstärkten Sommergetreideanbau (z. B. DONALD 2004),
- begrünte (Abb. 21) oder selbstbegrünte Brachestreifen, Feldraine und Ackerrandstreifen (siehe Fußnote 28, S. 27) (WEIBEL 1998, EDWARDS et al. 2001, WEIBEL et al. 2001, TOPPING 2005, STÖCKLI et al. 2006, COOK et al. 2007, POTTS et al. 2007, FISCHER et al. 2009, MAYER et al. 2009, TEUNISSEN et al. 2010, KUIPER et al. 2013, 2015, SCHMIDT et al. 2013, 2015),
- Anbaudiversifizierung und -extensivierung bis hin zum Ökolandbau (z. B. DONALD 2004, JAHN et al. 2014),
- Untersaaten bei Sommergetreide oder Mais (WAKEHAM-DAWSON et al. 1998),
- Streifensaaten (strip-till) (Abb. 22).

Da diese weiteren möglichen Maßnahmen nicht Teil der Erprobung im Bodenbrüterprojekt (SCHMIDT et al. 2015) bzw. Bestandteil der wissenschaftlichen Auswertung im Rahmen der Promotion waren, werden diese im Folgenden nicht näher erörtert.

4.2.2 Feldlerchenfenster

Feldlerchenfenster sind wenige Zehner Quadratmeter große, künstliche Fehlstellen im ansonsten dichten Kulturbestand (Abb. 23). Diese dienen den Lerchen als Start- und Landeplatz für ihren Singflug, zur Nahrungssuche sowie als Zugang zum Boden während die Nester abseits davon³⁰ im Schutz der Vegetation angelegt werden (MORRIS et al. 2007, MORRIS 2009).

Feldlerchenfenster wurden Anfang der 1990er Jahre in Dänemark erstmals erprobt (ODDESKÆR et al. 1997a), wobei zunächst lediglich auf einzelnen Flächen getestet wurde, inwiefern die Feldlerche solche

³⁰ MORRIS et al. (2007) stellten fest, dass im Winterweizen die Nester im Mittel ca. 20 m von den Feldlerchenfenstern entfernt lagen.

künstlichen Mikrohabitatstrukturen nutzt. Ab 2002³¹ erfolgte dann im britischen SAFFIE-Projekt³² der erfolgreiche Test auf einer Vielzahl von Flächen (MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS 2009). Die Idee wurde seither in zahlreichen Projekten aufgegriffen (Tab. 45 in Anhang 3), wobei die Erfolge unterschiedlich ausfielen (z. B. BIOLOGISCHE STATION GÜTERSLOH/BIELEFELD & BIOLOGISCHE STATION RAVENSBERG o. J., IP-SUISSE & SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2007, OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009, CIMIOTTI et al. 2011, SÄCHS. LFULG 2011). Die nachgewiesenen positiven Effekte (in Wintergetreide) für die Feldlerche umfassen unter anderem:

- größere Territorien-, Nest-, Paar- bzw. Individuendichten je Fläche (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009, JOEST 2009, MORRIS 2009, OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009, CIMIOTTI et al. 2011, DACHVERBAND DER BIOLOGISCHEN STATIONEN IN NRW & LANUV NRW 2011, SÄCHS. LFULG 2011)³³,
- geringere Abnahme der Territorien- und Nestdichte zum Ende der Brutsaison (ODDERSKÆR et al. 1997a, DONALD & MORRIS 2005, MORRIS et al. 2007, FISCHER et al. 2009, JOEST 2009, MORRIS 2009),
- Steigerungen bei Gelegegröße und Anzahl aufgezogener Jungvögel (MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, MORRIS 2009)³⁴,
- einen besseren Zugang zur Nahrung als im Kulturbestand und demzufolge häufigere bzw. intensivere Nutzung der Fenster zur Nahrungssuche (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, FISCHER et al. 2009, MORRIS 2009).

Keine oder nur marginale Effekte gab es hinsichtlich:

- der Artenvielfalt und der Abundanz von Invertebraten im Vergleich zum Kulturbestand (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, COOK et al. 2007, SMITH et al. 2009),
- der Prädationsrate von Gelegen und nicht-flügenden Jungvögeln (COOK et al. 2007, MORRIS et al. 2007),
- des Nestlingsgewichts (MORRIS et al. 2007),
- des Ernteertrags (MORRIS et al. 2007).



Abb. 23: Feldlerchenfenster in Winterweizen



Abb. 24: Infotafel „Feldlerchenfenster“ am Feldrand
(Abbildungen der Infotafeln in Anhang 4)

³¹ Zuvor gab es bereits 2001 eine Pilotphase in kleinerem Umfang unter der Schirmherrschaft der britischen Royal Society for the Protection of Birds (RSPB) (MORRIS et al. 2004).

³² Sustainable Arable Farming For an Improved Environment (CLARKE et al. 2007)

³³ Lediglich TEUNISSEN et al. (2010) konnten keinen Anstieg der Siedlungsdichte nachweisen.

³⁴ FISCHER et al. (2009) konnten keine Steigerung der Anzahl flügender Jungvögel nachweisen.

Effekte für andere Arten waren meist gering. So gab es beispielsweise keine nennenswerten Unterschiede in der Invertebratenfauna zwischen den Feldlerchenfenstern und dem umgebenden Kulturbestand (COOK et al. 2007, MORRIS et al. 2004, 2007). Die stärkere Nutzung der Fenster für die Nahrungssuche, obwohl das Angebot dort geringer war als in der umgebenden Kultur (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, COOK et al. 2007, SMITH et al. 2009), ist nach ODDERSKÆR et al. (1997a) auf die bessere Erreichbarkeit und die daher höhere Aufnahmerate (Nahrungsmenge pro Zeiteinheit) zurückzuführen. Die Siedlungsdichte der Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*) wurde in geringem Umfang positiv beeinflusst (COOK et al. 2007, CIMIOTTI et al. 2011, SÄCHS. LFULG 2011). Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Bluthänfling (*Carduelis cannabina*) waren regelmäßige Nahrungsgäste in den Feldlerchenfenstern (MORRIS 2005, MORRIS et al. 2007).

Das Prädationsrisiko war aufgrund der starken Abschirmung der dispers in den dichten Getreidebeständen liegenden Feldlerchenfenster gering. Lediglich bei Kombination der Fenster mit Brachestreifen am Feldrand traten erhöhte Verlustraten in Randnähe auf (COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, MORRIS 2009).

Zur Minderung des Prädationsrisikos (vgl. [Kap. 3.1.3](#)) wurden Abstände zu Fahrgassen (MORRIS et al. 2004, 2007, COOK et al. 2007, CIMIOTTI et al. 2011) oder Mindestdistanzen zum Feldrand bzw. zu Gehölzen, z. B. 24 m (COOK et al. 2007), 25 m (CIMIOTTI et al. 2011) oder 50 m (NATURAL ENGLAND 2013), empfohlen oder festgelegt.

Entsprechend der Habitatansprüche der Feldlerche wurden die Fenster bevorzugt auf großen, offenen Flächen angelegt, die keine Vertikalstrukturen am Feldrand aufwiesen. Im SAFFIE-Projekt galt beispielsweise eine Mindestgröße von 5 ha bzw. 10 ha bei angrenzenden Hecken, Baumreihen oder dergleichen (MORRIS et al. 2004, 2007, MORRIS 2005, COOK et al. 2007).

Bei der Art der Anlage gibt es zwei Möglichkeiten (z. B. MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS et al. 2007, BRÜGGEMANN 2009):

- (1) Anlage bei der Aussaat durch Anheben der Saatmaschine,
- (2) Anlage nach dem Auflaufen der Kultur, entweder mechanisch (z. B. mittels Grubber) oder chemisch durch Anwendung von Totalherbiziden.

Beide Varianten funktionieren und erzeugen offene Bereiche. Allerdings bleiben die mit Totalherbiziden angelegten Fenster lange vegetationsfrei und bieten so weniger Nahrung, insbesondere wenn das Freispritzen erst kurz vor Beginn der Brutsaison erfolgt (DILLON et al. 2009, vgl. MORRIS et al. 2007, SMITH et al. 2009). In der Schweiz wurden die Fenster abweichend vom Standardverfahren mit einer Blümmischung eingesät (FISCHER et al. 2009).

Die Pflege der Saatlücken erforderte indes keine besonderen Schritte, was technisch angesichts der vielen Kleinflächen inmitten der Schläge auch schwer umsetzbar gewesen wäre. Die Fenster erhielten die normale Behandlung wie der übrige Schlag, also identische Gaben von Düngemitteln und Pestiziden (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, MORRIS 2005, COOK et al. 2007).

Zur Anzahl der Feldlerchenfenster je Hektar gab es unterschiedliche Angaben. Meist wurde ein Richtwert von zwei Fenstern je Hektar empfohlen ([Tab. 5](#)). Dieser wurde bei der Erprobung im englischen SAFFIE-Projekt (vgl. [Fußnote 32](#), S. 29) ermittelt (MORRIS 2009) und bei nachfolgenden Projekten übernommen. Teilweise wurden auch bis zu zehn Fenster je Hektar gefördert (BRÜGGEMANN 2009). Die Größe der Fenster lag meist bei etwa 20 m², sodass nur sehr geringe Anteile der Ackerfläche ausgespart blieben ([Tab. 5](#)).

Tab. 5: Vorgaben bzw. Empfehlungen zur Dichte und Größe der Feldlerchenfenster in bisherigen Untersuchungen und Projekten und daraus resultierender Flächenanteil

Quelle	Fensterdichte Fenster je ha	Fenstergröße m ² (b*l)	Flächenanteil %	Kulturarten
ODDERSKÆR et al. 1997a	4,5 bzw. 7	40 bzw. 7	1,82 bzw. 0,49	Sommergerste
MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, MORRIS 2009, SMITH et al. 2009	2	16 (4*4)	0,32	Winterweizen
MORRIS 2005	2	16 (4*4)	0,32	Zuckerrüben
IP-SUISSE & SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2007	3	27 (3*9)	0,81	
COOK et al. 2007	2	16 (4*4) bis 24 (3*8)	0,32-0,48	v. a. Winterweizen
BRÜGGEMANN 2009	2-10	mind. 20	0,40-2,00	Winter- und Sommer- getreide
FISCHER et al. 2009	4	36 (3*12)	1,44	Winterweizen
TEUNISSEN et al. 2010	nicht angegeben	16 (4*4)	-	Wintergetreide
CIMIOTTI et al. 2011	ca. 2	ca. 20	0,40	keine Vorgaben, im Ergeb- nis aber überwiegend Wintergetreide
SÄCHS. LFULG 2011	2	16-24	0,32-0,48	Winterweizen, -gerste und -raps, Hafer, Sommer- gerste
KELLER & BOICHÉ 2012	ca. 6	4 (2*2)	0,24	Grünroggen
BIOLOGISCHE STATION GÜTERS- LOH/BIELEFELD & BIOLOGISCHE STATION RAVENSBERG O. J.	2	9 (3*3)	0,18	keine Vorgaben, im Ergeb- nis aber überwiegend Wintergetreide

Konzeptionell sind Feldlerchenfenster vor allem eine Maßnahme für Wintergetreide, da insbesondere dieses bereits etwa zur Mitte der Brutsaison eine Dichte und Wuchshöhe erreicht, die den Vögeln das Eindringen zum Brüten und zur Nahrungssuche erschwert (Kap. 3.1.2 und 3.1.3). Daher wurden Feldlerchenfenster bisher überwiegend in Wintergetreide untersucht (Tab. 5), auch wenn sie ursprünglich in Sommergerste erstmals getestet wurden (ODDERSKÆR et al. 1997a). Für Zuckerrüben fand MORRIS (2005) keine Effekte der Fenster auf Territoriedichte und Anzahl flügger Jungvögel der Feldlerche. Effekte für andere Kulturen wurden meist nicht gesondert ausgewertet (CIMIOTTI et al. 2011) oder besitzen mangels Datenbasis nur geringe Aussagekraft (SÄCHS. LFULG 2011).

Agrarumweltmaßnahmen werden entsprechend dem Aufwand und dem Ertragsausfall vergütet (vgl. Kap. 4.1) und auch in verschiedenen Projekten gab es Ausgleichszahlungen. Da Aufwand und Ertragsverluste sehr gering ausfallen, waren die Beträge niedrig, z. B. 10 Euro je Fenster in Nordrhein-Westfalen (BRÜGGEMANN 2009) oder 7,50 Euro je Fenster in den Kreisen Gütersloh und Herford (OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009). Im bundesweiten Feldlerchenprojekt gab es keine Vergütung (CIMIOTTI et al. 2011). In England wurde die Maßnahme mit Überführung in das englische Agrarumweltprogramm

in das dortige Punktesystem integriert (5 Punkte je Fenster³⁵) (NATURAL ENGLAND 2013). Im aktuellen englischen Programm werden 9 Pfund je Fenster gezahlt (NATURAL ENGLAND 2015), was ca. 10 Euro entspricht.

Ein großer Vorteil der Feldlerchenfenster ist die leichte Umsetzbarkeit (HARRIS et al. 2007). Dies führte in vielen Projekten zu einer positiven Resonanz und großen Akzeptanz seitens der Landwirte. So wurden im Projekt „1000 Fenster für die Lerche“ im Spätsommer/Herbst 2009 in Nordrhein-Westfalen von mehreren Hundert Landwirten fast 9.000 Feldlerchenfenster angelegt (BRÜGGEMANN 2010). Im Rahmen des bundesweiten Projekts „1000 Äcker für die Feldlerche“ legten 525 Landwirte 5.139 Feldlerchenfenster auf 1.244 überwiegend mit Wintergetreide bestellten Feldern an (CIMIOTTI et al. 2011). Auch die große Inanspruchnahme der in beiden Projekten und im sächsischen Bodenbrüterprojekt (SCHMIDT et al. 2015) zur Verfügung gestellten Infotafeln für den Feldrand (Abb. 24) zeugen von der großen Akzeptanz der Maßnahme. Umso überraschender ist die geringe Akzeptanz der Feldlerchenfenster in England, wo sie bereits seit einigen Jahren als Agrarumweltmaßnahme angeboten werden (DAVEY et al. 2010, CLOTHIER et al. 2013). Dennoch ist die Maßnahme auch im aktuellen englischen Agrarumweltprogramm enthalten (Maßnahme „AB4“, NATURAL ENGLAND 2015). In Sachsen ist als Ergebnis des Bodenbrüterprojekts die Anlage von Feldlerchenfenstern oder zusätzlichen Fahrgassen seit 2015 Zugangsvoraussetzung zur Beantragung von AUM (SMUL 2015).

4.2.3 Weitreichige Saat

Weitreichige Saat (Abb. 25) bezeichnet eine Anbauextensivierungsmaßnahme, bei der die normalen Saatreihenabstände vergrößert, in der Regel verdoppelt werden. Die normalen Saatreihenabstände für Wintergetreide variieren geringfügig in Abhängigkeit von der Getreideart oder -sorte, der eingesetzten Technik, sowie dem Anbauzweck (z. B. Futterproduktion, Nahrungsmittelerzeugung oder Saatgutgewinnung). Typische Werte hierfür sind 10, 12,5, 15 oder 20 cm (eigene Messungen). Geringere Reihenabstände wirken meist ertragssteigernd. Weitere Reihenabstände werden eingesetzt, um die Belüftung der Bestände zu verbessern, wodurch diese morgens und nach Niederschlägen schneller abtrocknen und beispielsweise das Risiko eines Pilzbefalls reduziert wird. Der weniger dichte Bestand kann aber auch für die Feldlerche positiv wirken, da der Zugang zum Boden besser gewährleistet ist und auch gegen Ende der Brutsaison noch möglich bleibt (Kap. 3.1.2 und 3.1.3).

Bisherige Untersuchungen (Tab. 46 in Anhang 3) zur Wirkung weitreichiger Saat auf die Feldlerche erbrachten allerdings nur geringe Effekte. Positive Effekte umfassten:

- signifikant größere Territorien- und Nestdichte, insbesondere spät in der Brutsaison, aber geringere Steigerung als bei den parallel untersuchten Feldlerchenfenstern (MORRIS et al. 2007),
- geringere Abnahme der Territorien- und Nestdichte im Verlauf der Brutsaison im Vergleich mit dem Kulturbestand (MORRIS et al. 2004, 2007),
- größere Gelegestärken und mehr Junge je Brutversuch (MORRIS et al. 2004, 2007),
- intensivere Nutzung zur Nahrungssuche (MORRIS et al. 2007).

Keine nennenswerten Unterschiede gab es beim Vorkommen von Invertebraten (MORRIS et al. 2004, 2007, JONES et al. 2007, SMITH et al. 2009) und bei der Nutzung der weitreichig gesäten Bereiche für die Nahrungssuche (MORRIS et al. 2004, 2007). Die Ertragsreduktion infolge der geringeren Aussaatdichte war marginal (MORRIS et al. 2007), z. B. ca. 4-5 % (JONES et al. 2007). Dies verdeutlicht, weshalb die

³⁵ Das Punktesystem ist nicht in Euro umrechenbar. Zum Vergleich hilft jedoch, dass eine einjährige selbstbegrünte Brache 360 Punkte je Hektar erzielt, Feldlerchenfenster bei einer Dichte von zwei Fenstern je Hektar lediglich 10 (NATURAL ENGLAND 2013).

positiven Effekte oft gering ausfielen, obwohl die anfängliche Flächeninanspruchnahme bei doppeltem Reihenabstand 50 % des Schlages beträgt. Die Getreidepflanzen nutzten das zusätzliche Raumangebot für entsprechend raumgreifendes Wachstum, sodass sich die weiten Reihen schlossen (z. B. MORRIS et al. 2007, BIOLOGISCHE STATION GÜTERSLOH/BIELEFELD & BIOLOGISCHE STATION RAVENSBERG o. J.).



Abb. 25: Weitreihige Saat in Winterweizen



Abb. 26: Fahrgasse in Wintergerste, Leitbahn für Landmaschinen und Prädatoren

4.2.4 Fahrgassen

Fahrgassen (Abb. 26) sind keine gezielte Artenschutzmaßnahme, dennoch bewirken sie, teils positive, Effekte auf die Feldlerche, weshalb der vorliegende Forschungsstand hier vorgestellt wird. Fahrgassen sind zwei parallel verlaufende, ungesäte, etwa 30 cm breite Streifen und dienen in der industriellen Landwirtschaft der Vereinfachung der Befahrung der Äcker, indem sie dem Maschinenfahrer Orientierung bei der Ausbringung von Spritzmitteln geben (DONALD 2004). Eine Über- oder Unterdosierung der ausgebrachten Agrochemikalien wird vermieden, da bei regelhafter Befahrung keine Überlappungsbereiche oder Streifen ohne Mittelanwendung entstehen (DOLESCHEL et al. 2006). Der Abstand der Fahrgassen beträgt meist 18, 24, 30 oder 36 m und richtet sich nach der Breite der Spritztechnik. Im Ökolandbau gibt es keine Fahrgassen, da die Felder nicht gespritzt werden.

Fahrgassen werden von Feldlerchen insbesondere ab Mai/Juni, wenn die Kulturbestände zunehmend hoch und dicht sind, für die Nahrungssuche (ODDERSKÆR et al. 1997a, DONALD et al. 2002, DONALD & MORRIS 2005, FISCHER et al. 2009) und als Zugang zum Nest genutzt (DONALD et al. 2002, FISCHER et al. 2009). Letzterer wird bei fehlender Befahrung infolge der sich einstellenden Vegetation erschwert (TOPPING 2005).

Die bevorzugte Nahrungssuche in Fahrgassen resultiert ausschließlich aus der besseren Zugänglichkeit. Die Arthropodendichte ist dort deutlich geringer als im angrenzenden Kulturbestand, die Nahrungsaufnahmerate aber in den Fahrgassen offenbar deutlich höher (ODDERSKÆR et al. 1997a).

Die Nester finden sich bei hoher Vegetationsdichte oft unmittelbar am Rand der Fahrgasse, wo sie einem hohen Prädationsrisiko unterliegen (DONALD et al. 2002, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009). Auch Wiesenschafstelzen (*Motacilla flava*) nutzen die Fahrgassen in gleicher Weise, ebenfalls mit hohen Gelegeverlusten (MORRIS & GILROY 2008, GILROY et al. 2011). Das hohe Prädationsrisiko resultiert aus dem Anschluss der Fahrgassen ans Vorgewende, was sie im dichten Getreide zu bevorzugten Suchwegen für Raubsäuger und andere Bodenprädatoren macht (DONALD et al. 2002, MORRIS & GILROY 2008, GILROY et al. 2011).

4.3 Agrarumweltmaßnahmen für den Kiebitz

4.3.1 Vorbemerkungen

Der Kiebitz besiedelt im Agrarraum zwei verschiedene Habitate: feuchtes Grünland und Äcker. Zum Kiebitzschutz auf Grünland liegen umfangreiche Erkenntnisse vor (z. B. BAINES 1990, BEINTEMA et al. 1997, AUSDEN & HIRONS 2002, BERG et al. 2002, DÜTTMANN et al. 2006, JEROMIN 2006, JUNKER et al. 2006, STILLMAN et al. 2006, SMART et al. 2013, ROODBERGEN & TEUNISSEN 2014, HÖTKER 2015a). Demgegenüber sind AUM zum Schutz von Ackerbruten des Kiebitzes vergleichsweise wenig untersucht. Zwei Maßnahmen lassen sich unterscheiden, die auch in Kombination und sowohl auf Grünland als auch auf Äckern angewandt werden können:

- Brutplatzsicherung,
- Herrichtung eines Habitats für Brut und/oder Jungenaufzucht.

Der Brutplatzschutz umfasst vor allem Maßnahmen zur Bewahrung der Nester vor Zerstörung durch landwirtschaftliche Arbeiten, Viehtritt oder Prädation. Seltener werden auch größere Flächen für die Jungenaufzucht gesichert. Im Grünland kann der Nestschutz beispielsweise durch Verzicht auf Walzen im Frühjahr (ŠÁLEK 1992) oder durch Verzögerung der Mahd bzw. des Viehauftriebs erfolgen (GULDEMOND et al. 1993, JEROMIN 2006, VERHULST et al. 2007, ROODBERGEN & TEUNISSEN 2014). Auf Äckern kann die Bearbeitung verzögert werden (z. B. SCHIFFERLI et al. 2009, LANUV NRW 2016). Sowohl auf Grünland als auch auf Äckern hat sich die Kennzeichnung der Gelege durch Stangen bewährt. Die Gelege werden vor der Bearbeitung gesucht und markiert (Abb. 19, 20, S. 22), sodass sie umfahren werden können (z. B. IMBODEN 1970, GULDEMOND et al. 1993, BERG et al. 1994, 2002, JUNKER et al. 2006, SCHIFFERLI et al. 2006, 2009, KRAGTEN et al. 2008b, ROODBERGEN & TEUNISSEN 2014, SCHMIDT et al. 2015, ZÁMEČNÍK et al. 2017).

Zum Schutz vor Prädation gibt es wiederum mehrere Möglichkeiten (vgl. z. B. LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005, SMITH et al. 2011), z. B. Aufstellen von Drahtkörben über dem Nest (ISAKSSON et al. 2007), Aufbau von (Elektro-) Zäunen um Brut- oder Aufzuchtflächen (JACKSON 2001, SCHIFFERLI et al. 2006, 2009, RICKENBACH et al. 2011, SMITH et al. 2011, MALPAS et al. 2013, JEROMIN et al. 2014) oder Regulierung des Wasserstandes von Nasswiesen, um Bodenprädatoren fernzuhalten (BELLEBAUM & BOCK 2009). Auch die großräumige Reduktion der Prädatorenbestände wurde verschiedentlich untersucht, allerdings mit ambivalenten Ergebnissen (BOLTON et al. 2007, SMITH et al. 2010). Abseits gut abschirmbarer Habitate (z. B. Inseln) ist die verstärkte Prädatorenbejagung infolge stetiger Zuwanderung keine effiziente Maßnahme (RUSHTON et al. 2006, SHRUBB 2007, JEROMIN et al. 2014).

Ein zweiter Maßnahmenkomplex beinhaltet verschiedene Möglichkeiten der Herrichtung von Habitaten für die Brut und die Jungenaufzucht. Auf Grünlandflächen kann dies beispielsweise durch spezielles Wassermanagement im Winterhalbjahr und/oder während der Brutzeit erfolgen, um die Vegetationsentwicklung zu hemmen (JUNKER et al. 2006). Auch Mähen vor Beginn der Brutzeit oder (intensive) Winterbeweidung zur Schaffung gering und/oder niedrig bewachsener Bereiche sind möglich (z. B. BERG et al. 2002). Eine dritte Variante umfasst mechanische Eingriffe (z. B. Grubbern, Pflügen), um gezielt Flächen mit schütterer oder fehlender Vegetation zu erzeugen. Dies kann sowohl auf Grünland als auch auf Äckern erfolgen und wird oft als „Kiebitzinsel“ bezeichnet (Kap. 4.3.2).

4.3.2 Kiebitzinseln

Kiebitzinseln sind mechanisch hergerichtete, vegetationsarme Bereiche auf Äckern, Wiesen oder Weiden. Auf Ackerland werden die Flächen meist als einjährige, selbstbegrünte Brachen gepflegt, mit einer Bodenbearbeitung im Herbst zur Beseitigung der Vegetation. Ziel der Maßnahme ist die Schaffung von Rohbodenhabitaten, welche sich nur langsam begrünen und die vom Kiebitz aufgrund der schütterten oder fehlenden Vegetation als attraktiv wahrgenommen und in Folge als Brutplatz genutzt werden (Kap. 3.2.2). Die Sichtbedingungen während der Brutzeit sollen durch die geringe Vegetationsbedeckung gewährleistet sein, sodass das kiebitzeigene Verhaltensrepertoire zur Prädationsvermeidung angewendet werden kann (Kap. 3.2.2). Im weiteren Verlauf der Brutsaison soll die sich einstellende Vegetation den Kiebitzjungen die nötige Deckung bieten, gleichzeitig aber noch hinreichend gut durchdringbar bleiben, um die Nahrungssuche zu ermöglichen.

Die Idee zur Maßnahme wurde erstmals von BERG et al. (2002) konkret publiziert, wenngleich anzunehmen ist, dass der Grundgedanke bereits früher existierte. So gab es vergleichbare Flächenaufwertungen bereits zuvor in der Schweiz (MÜLLER et al. 2009) und eine kiebitzinselartige Maßnahme („Option 1B“³⁶) im englischen Arable-Stewardship-Pilotprogramm ab 1998 (MAFF 2000, SHELDON et al. 2005) bzw. im Nachfolgeprogramm „Countryside Stewardship Scheme“ (Maßnahme „OS2“, siehe Tab. 47 in Anhang 3, DEFRA 2001).

Insbesondere in England wurde der Ansatz in den Folgejahren weiterentwickelt und in die Agrarumweltprogramme integriert. Ab 2005 war diese Maßnahme im englischen Higher-Level-Stewardship-Programm (etwa vergleichbar mit deutschen Vertragsnaturschutzprogrammen) für ausgewählte Landwirtschaftsbetriebe beantragbar (Maßnahme „HF13“, siehe Tab. 47 in Anhang 3, DEFRA 2005b). Es war bekannt, dass Kiebitze diese, ursprünglich vor allem für Triele (*Burhinus oedicnemus*) angelegten, Brachen ebenfalls zum Brüten nutzten (EVANS & GREEN 2007). Die etwa 1-2 ha großen Flächen wurden im zeitigen Frühjahr, vor Beginn der Brutsaison gepflügt und lagen abseits von Randstrukturen inmitten größerer Felder. Im breitenwirksameren Entry-Level-Stewardship-Programm wurde die Maßnahme nach ersten Erfolgen (CHAMBERLAIN et al. 2009) ab 2010 angeboten (Maßnahme „EF13“, siehe Tab. 47 in Anhang 3, NATURAL ENGLAND 2010) und auch in das Nachfolgeprogramm übernommen (Maßnahme „EF13“, siehe Tab. 47 in Anhang 3, NATURAL ENGLAND 2015, 2017). In Deutschland ist die Anwendung als AUM ab etwa 2007 feststellbar. Eine Kiebitzinselmaßnahme für Hackfrucht- und Gemüseäcker ist beispielsweise seit 2007 im nordrhein-westfälischen Vertragsnaturschutzprogramm enthalten (THIELE 2009, LANUV NRW 2015, 2016). In Sachsen sind Kiebitzinseln im Leitfaden für die landwirtschaftliche Nutzung in Europäischen Vogelschutzgebieten erwähnt (SÄCHS. LFUG & SÄCHS. LFL 2007). Als AUM wurden sie in Sachsen 2009 in das damalige Agrarumweltprogramm (AuW – Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung) aufgenommen (Maßnahme „A3d“, siehe Tab. 47 in Anhang 3, SMUL 2009) und sind auch in der aktuellen Förderrichtlinie enthalten (Maßnahme „AL.5a“, siehe Tab. 47 in Anhang 3, SMUL 2015). Neben der regionalen Studie im sächsischen Bodenbrüterprojekt (SCHMIDT et al. 2015) werden Kiebitzinseln seit 2015 im deutschlandweiten Kiebitzprojekt des NABU im Bundesprogramm Biologische Vielfalt erprobt und untersucht (CIMIOTTI et al. 2016, 2017).

Zu den Effekten oder möglichen Einflussfaktoren für Erfolg oder Misslingen von Kiebitzinseln lagen zu Beginn der Arbeit im Februar 2009 kaum Erkenntnisse vor. Allerdings gab es umfangreiche Daten zum Lebensraumanspruch (Kap. 3.2.2) aus welchen sich Rahmenbedingungen für eine erfolgversprechende

³⁶ Die Maßnahme „Option 1B“ ist nicht deckungsgleich mit Kiebitzinseln in Winterungen. Es handelte sich um Flächen mit vorjährigen Getreide- oder Leinstoppeln mit anschließender Brache während der Brutsaison des Folgejahres (MAFF 2000).

Kiebitzmaßnahme ableiten ließen. BERG et al. (2002) und SHELDON et al. (2005) empfahlen dementsprechend die Anlage von vegetationsfreien oder bewuchsarmen Brachen durch jährliche Bodenbearbeitung. Diese Annahmen wurden auch durch die zahlreichen Kiebitzbruten auf englischen „Triel-Plots“ (EVANS & GREEN 2007, MACDONALD et al. 2012) bestätigt. Zudem vermuteten MACDONALD & BOLTON (2008a), dass Kiebitzinseln aufgrund der räumlichen Konzentration der Kiebitzbruten auf kleiner Fläche die gemeinsame Feindabwehr verbessern. Mit Abstand zum Rand (ca. 50 m gemäß SHELDON et al. 2007) in möglichst großen Feldern angelegt, sollte dies zur Minimierung des Prädationsrisikos beitragen (vgl. MACDONALD & BOLTON 2008a, b). SHELDON et al. (2007) stellten auch einen (extrem) hohen Schlupferfolg auf englischen Kiebitzflächen („Option 1B“, vgl. Fußnote 36, S. 35) fest, wo 85 % der Nester erfolgreich waren und 9 % prädiert wurden (in Winterungen waren in derselben Studie nur 67 % erfolgreich und 19 % wurden prädiert).

Ab 2009 folgten Ergebnisse von Untersuchungen englischer Kiebitzinseln der „Countryside-“ und „Higher-Level-Stewardship-Programme“ (s. o.). CHAMBERLAIN et al. (2009) fanden Kiebitze auf 40 % der 212 untersuchten Kiebitzinseln. Bruten wurden auf etwa einem Viertel der Plots vermutet, wengleich aufgrund der geringen Beobachtungsintensität (nur zwei Kontrolltermine während der Brutsaison) lediglich für 11 % der Flächen der Brutnachweis gelang. Zwischen den Kiebitzinseln der beiden Agrarumweltprogramme gab es keine statistisch signifikanten Unterschiede. Signifikant positiv auf die Ansiedlung von Kiebitzen wirkte der Anteil vegetationsfreier Flächen, während die Lage von Feldern an Waldrändern signifikant negativ mit der Wahrscheinlichkeit einer Kiebitzbeobachtung korrelierte. MACDONALD et al. (2012) untersuchten (abermals) südenenglische AUM-Flächen für den Triel (*Burhinus oedicnemus*), welche Kiebitzinseln sehr ähnlich waren und fanden Kiebitze auf 12 von 36 Plots (33,3 %). Ein hoher Rohbodenanteil erhöhte die Wahrscheinlichkeit der Kiebitzansiedlung. HOODLESS & MACDONALD (2014) wiesen auf englischen Kiebitzinseln einen höheren Schlupferfolg als auf konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen nach (77 % gegenüber 65 %). Sie stellten gleichfalls fest, dass Kiebitzinseln zwar die Ansiedlung und den Schlupferfolg erhöhen, dies jedoch durch hohe Jungenvverluste infolge Prädation oder Nahrungsmangel negiert wurde (HOODLESS & MACDONALD 2014). Ähnliche Aussagen liegen auch für AUM im Grünland vor (SMART et al. 2013). Dagegen fanden BRIGHT et al. (2015) positive Effekte auf den Kiebitzbestand durch Maßnahmen des englischen Higher-Level-Stewardship-Programms.

Positive Effekte der Kiebitzinseln auf andere Arten konnten mehrfach aufgezeigt werden. Von den kiebitzinselähnlichen „Option-1B-Flächen“ (vgl. Fußnote 36, S. 35) profitierten insbesondere auch Feldlerche, Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*) und Grauammer (*Emberiza calandra*) (STEVENS & BRADBURY 2006). Auf den südenenglischen Triel-Plots kamen neben den drei genannten Arten auch Goldammer (*Emberiza citrinella*) und Bluthänfling (*Carduelis cannabina*) signifikant häufiger als auf den überwiegend konventionell bewirtschafteten Vergleichsflächen in der Umgebung vor (MACDONALD et al. 2012). Darüber hinaus war die Artenvielfalt der Pflanzen auf den Triel-Plots signifikant höher, Schmetterlinge und Hummeln waren zahlreicher vertreten und Feldhasen (*Lepus europaeus*) wurden häufiger beobachtet (MACDONALD et al. 2012). Einzig die Käferfauna (*Coleoptera*) profitierte nicht (MACDONALD et al. 2012) von den AUM-Flächen.

Die Vorgaben zur Anlage der Maßnahme konzentrierten sich auf vier Schwerpunkte, die Lage der Fläche, die Flächengröße, den Flächenzustand und die Termine. Die Vorgaben variierten dabei ebenso wie die Vergütungen stark. Die Anlage von Kiebitzinseln sollte dabei auf offenen Flächen abseits störender Randstrukturen (z. B. Bäume, Waldränder, Freileitungen) und bevorzugt in der Nähe bekannter Brutvorkommen und/oder nahe geeigneter Habitate für die spätere Jungenaufzucht erfolgen. Die Vorgaben zur Flächengröße variierten, wenn überhaupt vorgegeben, von mindestens 1 ha bis maximal 5 ha. Bevorzugter Flächenzustand war eine weitgehend vegetationsfreie Schwarzbrache, die

mittels mechanischer Bodenbearbeitung herzustellen war. Die dafür nötigen Arbeiten sollten vor Beginn der Brutzeit erfolgen, jedoch stets erst im Frühjahr, um die zwischenzeitliche Selbstbegrünung so gering wie möglich zu halten. Typische Nebenbedingungen waren das Verbot von Düngung und Anwendung von Pestiziden sowie der Verzicht auf die Nutzung des Aufwuchses. Die Vergütungen für selbstbegrünte Brachen in Winterungen reichten von ca. 500 bis 750 € (Tab. 47 in Anhang 3).

„A first, though at first sight, not very helpful principle, is that all models are wrong; some, though, are more useful than others and we should seek those.”

(MCCULLAGH & NELDER 1989: 8)

5 Material und Methoden³⁷

5.1 Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen

Die Untersuchungen fanden im Rahmen des Bodenbrüterprojekts im Freistaat Sachsen statt (SCHMIDT et al. 2009, 2014, 2015). Das Projekt wurde 2008 durch einen Beschluss des Sächsischen Landtags initiiert (Drs 4/13679³⁸) und durch die Sächsische Vogelschutzswarte Neschwitz³⁹ in Zusammenarbeit mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie vom 16.02.2009 bis zum 31.07.2015 umgesetzt.

Der Landtagsbeschluss gab drei Zielarten vor, die im Fokus der Arbeit stehen sollten: Rebhuhn (*Perdix perdix*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Feldlerche (*Alauda arvensis*). Die Ziele der Projektarbeit wurden in Abstimmung mit dem zuständigen Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft sowie dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie festgelegt:

- (1) Entwicklung und Erprobung nutzungsintegrierter Artenschutzmaßnahmen für die drei Zielarten,
- (2) Erarbeitung von Empfehlungen zur Optimierung bestehender oder zur Schaffung neuer Umsetzungsinstrumente,
- (3) Stärkung lokaler Populationen der Zielarten Rebhuhn und Kiebitz.

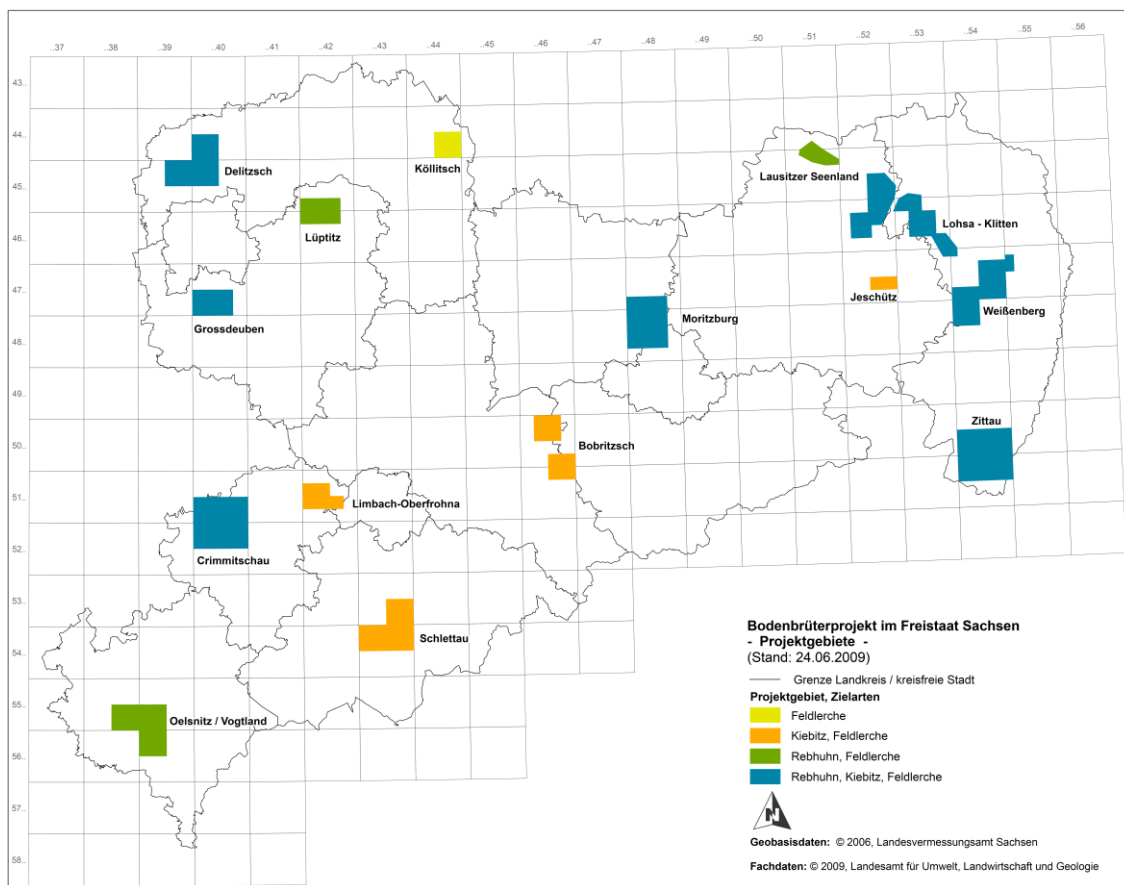


Abb. 27: Lage der Projektgebiete des sächsischen Bodenbrüterprojekts (SCHMIDT et al. 2015: 8)

³⁷ Das Kapitel „Material und Methoden“ dient lediglich der Ergänzung der gleichnamigen Abschnitte der Artikel (Kap. 6.2 und 7.2). Gleichwohl sich einige Dopplungen nicht vermeiden ließen, werden hier nicht nochmals Methodenbeschreibungen wiederholt, die in den Publikationen ausreichend erläutert wurden. Insbesondere zum Statistikeil finden sich im Folgenden jedoch ausführlichere Darstellungen der Vorgehensweise.

³⁸ http://edas.landtag.sachsen.de/viewer.aspx?dok_nr=13679&dok_art=Drs&leg_per=4&pos_dok=1 (12.05.2016) und Anhang 1

³⁹ ab 01.01.2011 fortgeführt vom Förderverein Sächsische Vogelschutzswarte Neschwitz e. V.

Auf die Zielart Rebhuhn und die entsprechenden AUM, weitere Maßnahmen für Feldlerche und Kiebitz, die nicht wissenschaftlich publiziert wurden, sowie sonstige Ergebnisse des Bodenbrüterprojekts wird im Folgenden nicht eingegangen, da die dazu durchgeführten Untersuchungen nicht Bestandteil der Promotion sind. Diese sind im Abschlussbericht des Projekts enthalten (SCHMIDT et al. 2015).

5.2 Arbeitsgebiet

Das Arbeitsgebiet umfasste den gesamten Freistaat Sachsen. Da Rebhuhn und Kiebitz nicht flächenhaft verbreitet sind (STEFFENS et al. 2013), wurden 15 Projektgebiete definiert, die verschiedene Schwerpunktorkommen der Zielarten umfassten (Abb. 27). Die Projektgebiete dienten vor allem der Konzentration des Einsatzes der begrenzten personellen und finanziellen Ressourcen, z. B. durch Bündelung der Akquisetätigkeit, aber auch der Verwirklichung des dritten Ziels, der Stärkung lokaler Populationen der besonders stark bedrohten Zielarten Rebhuhn und Kiebitz. Im weiteren Verlauf der Projektarbeit wurden einzelne Maßnahmen auch außerhalb der Projektgebiete umgesetzt.

5.3 Erarbeitung der Maßnahmen

5.3.1 Vorbemerkungen

Die Maßnahmen wurden 2009 in enger Abstimmung mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie entwickelt. Vorarbeiten gab es insbesondere infolge der Erarbeitung des „Leitfadens für die landwirtschaftliche Nutzung in Europäischen Vogelschutzgebieten in Sachsen“ (SÄCHS. LFUG & SÄCHS. LFL 2007). In den Folgejahren gab es lediglich kleinere Anpassungen, z. B. um Formulierungen zu verbessern. Die Maßnahmenbeschreibungen aller Jahre finden sich in [Anhang 5](#).

5.3.2 Feldlerchenfenster

Die Erprobung der Feldlerchenfenster orientierte sich stark an der erfolgreichen Entwicklung im englischen SAFFIE-Projekt (Kap. 4.2.2) (MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005). Im Bodenbrüterprojekt sollten die Landwirte bei der Aussaat im Spätsommer/Herbst zwei Feldlerchenfenster je Hektar in Wintergetreide (Abb. 28) oder Winterraps anlegen. Die Größe wurde zunächst auf 20 m² festgelegt. Im ersten Erprobungsjahr 2010 stellte sich jedoch heraus, dass die 20 m² großen Fenster im Winterraps ungeeignet waren, da die Rapspflanzen am Rand der Fenster die freien Flächen für raumgreifendes Wachstum nutzten und zudem ab Juni in die Fenster hineinkippten (SCHMIDT et al. 2015). Ab 2011 wurden die Vorgaben geändert, sodass die Fenster im Winterraps nun 40 m² groß sein mussten, bei einer Mindestbreite von 4,5 m. Weitere Prämissen umfassten Abstandsregelungen zu Hecken, Baumreihen oder anderen vertikalen Landschaftselementen sowie die Anordnung der Fenster auf dem Schlag (dispers verteilt, mit Abstand zur Fahrgasse). Jeder Schlag sollte mindestens 20 ha groß sein und eine ca. 10 ha große Probefläche mit Fenstern sowie eine etwa ebenso große Vergleichsfläche ohne Fenster umfassen (Abb. 30). Die Vergütung betrug 10 Euro je Fenster.

5.3.3 Zusätzliche Fahrgassen

Für die Erprobung der in vergangenen Projekten meist wenig erfolgreichen Maßnahme „Weitreihige Saat“ (Kap. 4.2.3) wurde bei der Konzeption ein neuer Ansatz entwickelt. Hauptproblem bei vorherigen Studien war das schnelle Zuwachsen der weit gesäten Reihen infolge raumgreifenderen Wachstums der übrigen Pflanzen. Insbesondere im zweiten Brutzeitraum waren daher die Effekte gering. Ein weiteres Problem stellte die in Sachsen und anderen Regionen weit verbreitete Verwendung pneumatischer Drillmaschinen dar. Während bei mechanischen Drillen der Reihenabstand durch Öffnen bzw. Schließen einzelner Klappen individuell gesteuert werden kann, ist dies bei den computergesteuerten pneumatischen Drillen nicht möglich. In Absprache mit der entsprechenden Fachabteilung des LfULG wurde entschieden, stattdessen das in der Software vorhandene Programm für die Anlage der Fahrgassen zu nutzen (vgl. [Kap. 4.2.4](#)).

Fahrgassen ermöglichen ebenso den Zugang zum Bestand (ODDERSKÆR et al. 1997a, DONALD et al. 2002, DONALD & MORRIS 2005, FISCHER et al. 2009), werden aber meist nur alle 18, 24, 30 oder 36 m angelegt. Die Vorgabe war, zusätzlich dazu weitere, später nicht befahrene Spuren anzulegen (Abb. 29), um die Zugänglichkeit flächenhaft zu verbessern. Ebenso wie zur Erprobung der Feldlerchenfenster sollte auf einem mindestens 20 ha großen Schlag ein mindestens 10 ha umfassender Teilbereich mit zusätzlichen Fahrgassen angelegt werden (Abb. 31). Der Rest des Schlages diente als Vergleichsfläche. Zur Reduzierung des Prädationsrisikos (DONALD et al. 2002, FISCHER et al. 2009) blieben die zusätzlichen Fahrgassen ohne Anschluss an das Vorgewende und endeten somit stumpf im Bestand. Die Maßnahme war nur in Wintergetreide zulässig, da Winterraps durch raumgreifendes Wachstum die Fahrgassen ab Mai schließt. Die Vergütung betrug 75 Euro je Hektar.



Abb. 28: Feldlerchenfenster in Winterweizen



Abb. 29: Zusätzliche Fahrgassen in Wintergerste



Abb. 30: Untersuchungsfläche mit Feldlerchenfenstern auf dem linken Teilschlag und normaler Bestellung auf dem rechten Teilschlag



Abb. 31: Untersuchungsfläche mit zusätzlichen Fahrgassen auf dem unteren Teilschlag und mit normalem Fahrgassenabstand (24 m) auf dem oberen Teilschlag

5.3.4 Kiebitzinseln

Die Kiebitzinsel als einjährige selbstbegrünte Brache mit jährlicher Bodenbearbeitung im Herbst basiert auf den bekannten Habitatansprüchen des Kiebitzes (Kap. 3.2.2). Erprobungsergebnisse aus anderen Projekten lagen zu Beginn der Arbeit nicht vor (Kap. 4.3.2), sodass die Maßnahme 2009 zunächst eigenständig entwickelt wurde (vgl. SÄCHS. LFUG & SÄCHS. LFL 2007). Mit Publikation der Resultate aus England (CHAMBERLAIN et al. 2009) erfolgten 2010 Anpassungen (siehe Maßnahmenbeschreibungen in Anhang 5.3).

Die Landwirte sollten bei der Herbstbestellung einen 0,3 bis 2,5 ha großen Bereich bearbeiten, jedoch unbestellt belassen. Ziel war es, im Frühjahr eine vegetationsarme Fläche als Habitat für Brut und Jungenaufzucht bereitzustellen (Abb. 32). Insbesondere Nassstellen (Abb. 33, vgl. auch Abb. 17, S. 22) standen dabei im Fokus. Diese versprachen aus mehreren Gründen Vorteile. Infolge der hohen Bodenfeuchte war zu erwarten, dass die Vegetationsentwicklung von der Bodenbearbeitung im Herbst bis zur Brutsaison im folgenden Frühjahr verlangsamt ist und die Flächen die für eine erfolgreiche Brutansiedlung notwendigen, kiebitzgerechten Strukturmerkmale aufweisen (vgl. Kap. 3.2.2). Zudem war in den meist flachen Mulden mit Wasseransammlungen zu rechnen, die zusätzlich attraktiv wirken und zudem die Nahrungssuche der Alt- und Jungvögel potenziell erleichtern. Des Weiteren liegen viele traditionelle Kiebitzbrutplätze an Nassstellen. Diese Tradition gilt folglich auch für die Entstehung des Vernässungsbereichs selbst, wodurch wiederum auch für den Landwirt die wiederkehrende Nassstelle als Minderertrags- bzw. Ertragsrisikostandort tendenziell ein Ärgernis darstellt. Es bestand die Hoffnung, dass daher die Flächenakquise erleichtert würde. Die Maßnahme war jedoch nicht auf Nassstellen beschränkt und wurde auch abseits davon realisiert, um den Effekt des Vorhandenseins eines Vernässungsbereichs zu untersuchen.



Abb. 32: Kiebitzinsel als einjährige selbstbegrünte Brache in Winterroggen Ende Mai 2010



Abb. 33: Kiebitzinsel an einer Nassstelle in Winterroggen Ende März 2014

5.4 Umsetzung der Maßnahmen

Die Realisierung der Maßnahmen erfolgte durch Landwirtschaftsbetriebe. Dazu wurden 2009 zunächst alle in den Projektgebieten tätigen Betriebe angeschrieben und zu Informationsveranstaltungen eingeladen (SCHMIDT et al. 2009, 2015). Parallel dazu wurden existierende und potenzielle Kiebitzbrutplätze erkundet, teilweise unterstützt von lokalen Ornithologen, und Betriebe, welche diese besonders geeigneten Potenzialflächen bewirtschafteten direkt kontaktiert. Ab 2010 erfolgte die Umsetzung dann ausschließlich in Kooperation mit Partnerbetrieben, die gezielt angesprochen wurden (SCHMIDT et al. 2015). Die Standorte der Probeflächen stimmten Projektmitarbeiter und Landwirt miteinander ab, wobei sowohl Vorschläge der Projektmitarbeiter als auch der Landwirte Berücksichtigung fanden.

5.5 Datenerfassung im Gelände

Die Datenerfassung erfolgte durch die Projektmitarbeiter und per Werkvertrag gebundene, lokale Ornithologen (SCHMIDT et al. 2015). Diese wurden entweder gezielt kontaktiert oder bei Vortragsveranstaltungen in den örtlichen ornithologischen Fachgruppen gewonnen. Den Werkverträgen waren Anleitungen beigelegt, welche die zu erbringenden Leistungen beinhalteten (Anhang 6). Darüber hinaus wurden Formulare entwickelt und bereitgestellt, um die Arterfassung an Kiebitzinseln und Kontrollflächen sowie die Dokumentation der Flächenentwicklung zu standardisieren (Anhang 7). Die

Datenverwaltung erfolgte mit der Datenbank MultiBase CS. Weitere Details zur Datenerfassung sind in den Publikationen enthalten (Kap. 6.2.3, 7.2.3). Eine Zusammenstellung der Rohdaten findet sich in Anhang 8.

5.6 Statistische Modellierung⁴⁰

5.6.1 Genereller Ansatz

Regressionsmodelle sind ein verbreitetes Instrument zur Aufdeckung unbekannter bzw. zur Stützung vermuteter Zusammenhänge. Klassische Regressionen waren noch bis vor wenigen Jahren auf eindimensionale Faktorenkombinationen beschränkt, z. B. Korrelationen zwischen zwei Messreihen. Mehrdimensionale Regressionen ließen sich lange Zeit lediglich für lineare Zusammenhänge normalverteilter Variablen berechnen. In der Realwelt sind viele Zusammenhänge jedoch nichtlinear und die Variablen nicht-normalverteilt. Zudem gibt es oft weitere Einschränkungen bei im Freiland erhobenen ökologischen Datensets, z. B. geringe Datenbasis, Datenlücken oder fehlende Unabhängigkeit der Einflussfaktoren.

Generalisierte Lineare Regressionsmodelle (GLM) bieten zumindest für einige der Herausforderungen Lösungen. So können mittels GLM auch nichtlineare Regressionen nicht-normalverteilter Variablen gerechnet werden (NELDER & WEDDERBURN 1972). Die Erweiterung Linearer oder Generalisierter Linearer Modelle zu Gemischten Modellen (LMM, GLMM) ermöglicht zudem die Einbeziehung von Zufallsfaktoren zur Abbildung zeitlicher oder räumlicher Abhängigkeiten innerhalb des Datensatzes (Abb. 34, S. 52, McCULLOCH et al. 2008, BOLKER et al. 2009, ZUUR et al. 2009).

Die generelle Vorgehensweise im Rahmen der vorliegenden Arbeit war folgende:

- (1) Definieren der Zielvariablen und Ermittlung der Verteilungsfunktionen
- (2) Auswahl der Einflussvariablen und Entscheidung, welche als feste und welche als Zufallsfaktoren in die Berechnung eingehen, Tests auf Multikollinearität
- (3) Auswahl des grundlegenden Modellansatzes (LM, GLM, LMM, GLMM)
- (4) Auswahl der Linkfunktion zwischen Zielvariable und Modell entsprechend der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielvariable
- (5) Auswahl des statistischen Ansatzes (frequentistisch, bayesianisch)
- (6) Auswahl der Anpassungsmethode in Abhängigkeit von (a) der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielvariable, (b) der Anzahl der Zufallsfaktoren und (c) dem statistischen Rahmen
- (7) Wahl der Statistiksoftware
- (8) Entscheidung für einen Modellierungsansatz (Suche nach dem am besten angepassten Modell [vorwärts, rückwärts] oder Multimodellansatz)
- (9) Entwurf, Validierung und gegebenenfalls Anpassung des Ausgangsmodells
- (10) Berechnung des Modells bzw. der Modelle
- (11) Test auf Überdispersion, gegebenenfalls Implementierung in das Modell und Neuberechnung
- (12) Post-hoc-Tests von Interaktionstermen
- (13) Berechnung von Modellvorhersagen
- (14) Zusammenstellung und Visualisierung der Ergebnisse

⁴⁰ Die Vorgehensweise bei der statistischen Datenauswertung ist detailliert in den Publikationen (Kap. 6.2.4, 7.2.4-7.2.6) erläutert. Die folgenden Ausführungen ergänzen dies.

5.6.2 Zielvariablen

Als Zielvariable wird das Ergebnis bezeichnet, das in einer unbekanntem Weise von den Einflussvariablen beeinflusst wird. Für jede Zielvariable wird ein eigenes Modell bzw. ein eigenes Modellensemble berechnet. Für die Kiebitzinseluntersuchung gab es anfangs acht, für die Untersuchung der beiden Maßnahmen für die Feldlerche jeweils zwei Zielvariablen (Tab. 6, 8 sowie Tab. 24, S. 69 und Tab. 34, S. 91).

Die Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Binärvariablen wurden nicht weiter untersucht, da die Bernoulli-Verteilung offensichtlich war. Die übrigen Variablen wurden einem Anpassungstest unterzogen. Dabei werden die Quantile der Variablenverteilung mit Quantilen der theoretischen Verteilung verglichen. Dies erfolgte mittels R (R CORE TEAM 2015) und den R-Paketen ‚fitdistrplus‘ (DELIGNETTE-MULLER & DUTANG 2015) und ‚gamlss‘ (RIGBY & STASINOPOULOS 2005), welche die Quantile der verschiedenen Verteilungen enthielten. Zur Bewertung der Anpassungsgüte diente das Akaike-Informations-Kriterium (AIC) (Tab. 9).

Die Analyse diente vor allem zur Orientierung. Weitere Einschränkungen bestanden insbesondere in den zur Verfügung stehenden Softwarelösungen. Nicht jede denkbare Wahrscheinlichkeitsverteilung ist in den R-Paketen implementiert. Das bevorzugte R-Paket ‚lme4‘ (BATES et al. 2015) erlaubt die Modellierung mittels Normal-, Gamma-, Bernoulli-, Poisson-, Inversnormal-, Quasinormal-, Quasi-bernoulli- oder Quasipoisson-Verteilung. Daten mit anderen Verteilungen können durch Transformation modelliert werden, beispielsweise durch Logarithmierung lognormal-verteilter Daten. Für diskrete Zählraten scheiden zudem stetige Verteilungen und solche, die negative Werte erlauben, aus. Selbst wenn diese die Daten besser abbilden, ergeben sie mathematisch keinen Sinn, denn es gibt keine „halben Kiebitze“ oder „negative Feldlerchen“ (O’HARA & KOTZE 2010).

Die Zählraten (LW_BP, LW_BPHAT, TI (SP), TI (AT)) wurden daher mittels Poisson-Verteilung modelliert. Obwohl diese vergleichsweise ungünstig scheint (Tab. 9). Da sie nur positive ganzzahlige Werte und den Wert 0 zulässt, werden Zählraten exakt abgebildet. Einzige Nebenbedingung ist der Ausschluss von Überdispersion, was im weiteren Verlauf getestet wurde (Kap. 5.6.10, 5.6.12). Vergleichende Tests mit GLMM’s mit negativer Binomialverteilung ergaben zudem niedrigere AICc’s⁴¹ für die Poisson-Modelle. Die Territorientichten (TD (SP), TD (AT)) wurden log₁₀-transformiert und mittels Normalverteilung modelliert.

Tab. 6: Zielvariablen der Kiebitzinselstudie (Erläuterungen zu den Brutstatuscodes A1, A2, B3 etc. in Tab. 7)

Name	Beschreibung	Werte bzw. Min...Max	Wahrscheinlichkeitsverteilung
LW_PRES	Kiebitze anwesend: mindestens 1x A1 zwischen 01.03. und 30.06.	0: nein; 1: ja	Bernoulli
LW_DISPL	Kiebitzbalz beobachtet: mindestens 1x A2 zwischen 01.03. und 30.06.	0: nein; 1: ja	Bernoulli
LW_TERR	Kiebitzterritorium festgestellt: mindestens 1x B3, B4 oder B5 zwischen 01.03. und 30.06.	0: nein; 1: ja	Bernoulli
LW_BREED	Kiebitzbrut nachgewiesen: mindestens 1x B6, B7, B9, C13 oder C15 zwischen 01.03. und 30.06.	0: nein; 1: ja	Bernoulli
LW_HATCH	Kiebitzschlüpferfolg nachgewiesen: Küken ODER warnende Altvögel ODER Eischalenbruchstücke im Nest festgestellt	0: nein; 1: ja	Bernoulli
LW_FLEDG	Kiebitzbruterfolg festgestellt: flügge Junge beobachtet	0: nein; 1: ja	Bernoulli
LW_BP	mittlere Anzahl Kiebitzbruten	0, 1, ..., max.	Poisson
LW_BPHAT	mittlere Anzahl Kiebitzbruten mit Schlüpferrfolg	0, 1, ..., max.	Poisson

⁴¹ Das korrigierte AIC (AICc) ist für geringe Fallzahlen zu bevorzugen (BURNHAM & ANDERSON 2002).

Tab. 7: Brutstatuscodes nach SÜDBECK et al. (2005) und ihre Anwendung in der Kiebitzinselstudie

Status	Beschreibung	Status	Bemerkungen
A1	Art während der Brutzeit im möglichen Bruthabitat festgestellt	Präsenz	
A2	singende(s) Männchen zur Brutzeit im möglichen Bruthabitat anwesend	Balz	
B3	ein Paar zur Brutzeit in geeignetem Bruthabitat beobachtet	Territorium	
B4	Revierverhalten (Gesang etc.) an mindestens zwei Tagen im Abstand von mindestens sieben Tagen am gleichen Platz lässt ein dauerhaft besetztes Revier vermuten	Territorium	
B5	Balzverhalten	Territorium	bei Kopula-Beobachtung → Brut
B6	Aufsuchen eines möglichen Neststandortes/Nistplatzes	Brut	
B7	erregtes Verhalten bzw. Warnrufe von Altvögeln	Brut	wenn Küken vermutet wurden → Schlupferfolg
B8	Brutfleck bei Altvögeln, die in der Hand untersucht wurden	Brut	
B9	Nest- oder Höhlenbau, Anlage einer Nistmulde u. ä.	Brut	
C10	Ablenkungsverhalten oder Verleiten (Flügelahmstellen)	Brut	wenn Küken vermutet wurden → Schlupferfolg
C11	benutztes Nest oder Eischalen gefunden (von geschlüpften Jungen oder solchen, die in der aktuellen Brutperiode gelegt worden waren)	Schlupferfolg	Eischalenbruchstücke im Nest indizieren Schlupferfolg (z. B. GALBRAITH 1988, BERG et al. 1992, SHELDON et al. 2007, EILERS et al. 2011)
C12	eben flügge Junge (Nesthocker) oder Dunenjunge (Nestflüchter) festgestellt	Schlupferfolg	bei gerade flüggen Jungen → Bruterfolg
C13	Altvogel, die einen Brutplatz unter Umständen aufsuchen oder verlassen, die auf ein besetztes Nest hinweisen	Brut	
C14	Altvogel, die Kot oder Futter tragen	Schlupferfolg	
C15	Nest mit Eiern	Brut	
C16	Junge im Nest gesehen oder gehört	Schlupferfolg	

Tab. 8: Zielvariablen der Feldlerchenuntersuchung

Name	Beschreibung	Min...Max	Wahrscheinlichkeitsverteilung
TD (SP)	mittlere Territorienichte der Feldlerche (Feldlerchenfenster)	0, ..., max.	Log-normal
TI (SP)	Anzahl territorialer Individuen der Feldlerche (Feldlerchenfenster)	0, 1, ..., max.	Poisson
TD (AT)	mittlere Territorienichte der Feldlerche (zusätzliche Fahrgassen)	0, ..., max.	Log-normal
TI (AT)	Anzahl territorialer Individuen der Feldlerche (zusätzliche Fahrgassen)	0, 1, ..., max.	Poisson

Tab. 9: AIC's der nicht binär verteilten Variablen im Vergleich mit verschiedenen Wahrscheinlichkeitsverteilungen (Hinweise: mit - gekennzeichnete Vergleiche lieferten kein Ergebnis; für Log-normal-, Gamma- und Weibull-Verteilung, für die 0 nicht definiert ist, wurden die Nullwerte durch 0,1 ersetzt (vgl. AEBISCHER et al. 1993))

Wahrscheinlichkeitsverteilung	LW_BP	LW_BPHAT	TD (SP)	TI (SP)	TD (AT)	TI (AT)
Normal	416,79	303,41	430,59	1.484,58	161,03	679,63
Log-normal	82,00	-133,38	361,19	1.465,68	156,00	706,04
Logistisch	384,25	203,67	408,88	1.470,88	162,22	672,98
Geometrisch	278,72	156,23	-	1.421,99	-	686,45
Exponential	152,02	-88,29	355,13	1.359,42	169,57	657,07
Gamma	140,38	-26,37	357,27	1.363,17	152,78	651,90
Weibull	124,58	-48,41	357,72	1.361,17	152,66	646,04
Poisson	327,08	179,78	-	1.596,27	-	695,69
Negativ binomial	268,29	141,68	-	1.392,62	-	650,04
Binomial	328,15	180,37	-	1.603,87	-	715,39
Zero-inflated Poisson	265,63	-	-	-	-	-
Zero-inflated negativ binomial	266,96	-	-	-	-	-

5.6.3 Einflussvariablen

Einflussvariablen sind all jene Messdaten, von denen angenommen wird, dass sie die Zielvariablen beeinflussen. Grundsätzlich können alle Einflussvariablen dabei als feste Effekte oder als Zufallsfaktoren eingehen. Als feste Effekte werden typischerweise die Variablen definiert, welche im Interesse der Fragestellung sind, Zufallsfaktoren dienen der Integration räumlicher oder zeitlicher Korrelationen (BOLKER et al. 2009). Bei festen Effekten wird zudem angenommen, dass die Datenreihen den gesamten möglichen Wertebereich abdecken, während Zufallsfaktoren nur ausschnittsweise erfasst wurden (VITTINGHOFF et al. 2012, aber vgl. Diskussion bei GELMAN 2005). Ein typisches Beispiel für feste Effekte ist der Flächenstatus (PLOTTYPE bzw. TREATMENT), dessen zwei Ausprägungen 0 und 1 für Kontroll- und Probefläche den gesamten Wertebereich abbilden. Dagegen sind die Standorte (ausgedrückt durch die Variablen POP bzw. SITE) nur eine Teilmenge der Grundgesamtheit. Zudem bestand kein originäres Interesse an standortspezifischen Einflüssen auf die Zielvariablen, wozu es auch einer breiteren Datenbasis bedurft hätte.

Des Weiteren war zu entscheiden, welche Variablen letztlich für die Modellierung verwendet werden. Dazu erfolgten viele Tests. So wurde beispielsweise die Integration der Vegetationsdaten in die Kiebitzinselmodelle mit insgesamt 25 verschiedenen Variablen getestet. Es wurden letztlich die sechs Variablen ausgewählt (CONTRAST, CROPH_4, CROPH_5, CROPTYPE, VEGHD_4, VEGHD_5), bei deren Verwendung die meisten Modelle am besten konvergierten. Alle verwendeten Variablen sind in den Tabellen 24 und 34 in Kap. 6 und 7 erläutert. Datensets und Modelle sind zusätzlich in den Tabellen 10-16 zusammengestellt.

Zudem war zu beachten, dass die verwendeten Variablen nicht zu stark miteinander korrelierten (vgl. z. B. ZUUR et al. 2009). Zwar wäre dies bei der Modellierung nicht grundsätzlich ein Ausschlusskriterium (vgl. GRAHAM 2003), aber die Standardabweichungen der Parameterschätzwerte zeigen bei Verwendung korrelierter Variablen zuweilen Artefakte und die Aussagekraft zweier gleichbedeutender Faktoren ist gering. Zur Vermeidung von Multikollinearität im Modell wurden alle für das Ausgangs-

modell vorgesehenen Variablen auf Korrelation getestet. Dies erfolgte durch Erstellung von Korrelationsplots unter Verwendung eines R-Skripts von ZUUR et al. (2009) (Anhang 9.1, Abb. 56-82 in Anhang 9.2) und durch Berechnung der Varianzinflationsfaktoren (VIF) (FOX & WEISBERG 2011) (Tab. 57-59 in Anhang 9.3). Dabei wurden alle Variablen mit Spearmans $r \geq 0.8$ und $VIF > 5$ in der Studie zu den Kiebitzinseln bzw. $VIF > 10$ im Falle der Feldlerchenmaßnahmen schrittweise ausgeschlossen. Dies betraf beispielsweise die Vegetationsdaten, deren Höhe (VEGH) und Dichte (VEGD) oft zu stark korreliert waren und durch einen beide Eigenschaften integrierenden Höhe-Dichte-Faktor (VEGHD) ersetzt wurden. In einem Fall lag der Korrelationskoeffizient zwar bei 0,8, aber der VIF-Wert lediglich bei 2,90, sodass die Variable beibehalten wurde.

Aufgrund der im Vergleich zur Datenbasis bereits hohen Zahl von Einflussfaktoren wurde auf die Einbeziehung von Interaktionstermen weitgehend verzichtet, um die Modellkomplexität zu begrenzen. Lediglich die Zwei-Wege-Interaktion zwischen Brutzeitraum und Maßnahme wurde in den Modellen der Feldlerchenuntersuchung getestet.

Tab. 10: Datensets

Name	Beschreibung	Anzahl der Datensätze
SPCP	Probeflächen mit Feldlerchenfenstern und Kontrollflächen mit nach Brutzeiträumen aggregierten Daten (z. B. Territoriendichte)	80
SPCPi	Probeflächen mit Feldlerchenfenstern und Kontrollflächen mit Einzeldaten der Begehungen (z. B. Anzahl territorialer Individuen)	280
SP	nur Probeflächen mit Feldlerchenfenstern mit nach Brutzeiträumen aggregierten Daten (z. B. Territoriendichte)	40
SPi	nur Probeflächen mit Feldlerchenfenstern mit Einzeldaten der Begehungen (z. B. Anzahl territorialer Individuen)	140
ATCP	Probeflächen mit zusätzlichen Fahrgassen und Kontrollflächen mit nach Brutzeiträumen aggregierten Daten (z. B. Territoriendichte)	40
ATCPi	Probeflächen mit zusätzlichen Fahrgassen und Kontrollflächen mit Einzeldaten der Begehungen (z. B. Anzahl territorialer Individuen)	134
AT	nur Probeflächen mit zusätzlichen Fahrgassen mit nach Brutzeiträumen aggregierten Daten (z. B. Territoriendichte)	20
ATi	nur Probeflächen mit zusätzlichen Fahrgassen mit Einzeldaten der Begehungen (z. B. Anzahl territorialer Individuen)	67
LPCP	Probeflächen mit Kiebitzinseln und Kontrollflächen	122
LP	nur Probeflächen mit Kiebitzinseln	61
LPbreed	nur Probeflächen mit Kiebitzinseln auf denen Kiebitze brüteten	21

Tab. 11: Modellübersicht zur Untersuchung der Feldlerchenfenster, vollständige Modelle

Modellname	Modell- typ	Daten- set	Ziel- variable	Wahrschein- lichkeits- verteilung	Link- funktion	feste Effekte													Zufalls- effekte			AICc
						ALT	AREA	COMPACT	CROPTYPE	PERIOD	SPDENS	TREATMENT	VEGC	VEGH	VEGHC	YEAR	TREATMENT* PERIOD	SITE/ FIELD	DOY			
SPCP-TD	LMM	SPCP	log ₁₀ TD	normal	identity	x	x	x	x	x		x			x	x	x	x				104,15
SPCPi-TI	GLMM	SPCPi	TI	Poisson	log	x	x	x	x	x		x			x	x	x	x	x	x		1.144,92
SP-TD	LMM	SP	log ₁₀ TD	normal	identity	x	x	x	x	x	x		x	x		x				x		104,62
SPI-TI	GLMM	SPI	TI	Poisson	log	x	x	x	x	x	x		x	x		x				x	x	619,03

Tab. 12: Modellübersicht zur Untersuchung der Feldlerchenfenster, bestangepasste Modelle

Modellname	Modell- typ	Daten- set	Ziel- variable	Wahrschein- lichkeits- verteilung	Link- funktion	feste Effekte													Zufalls- effekte			AICc
						ALT	AREA	COMPACT	CROPTYPE	PERIOD	SPDENS	TREATMENT	VEGC	VEGH	VEGHC	YEAR	TREATMENT* PERIOD	SITE/ FIELD	DOY			
SPCP-TD	LMM	SPCP	log ₁₀ TD	normal	identity				x	x		x			x					x		61,30
SPCPi-TI	GLMM	SPCPi	TI	Poisson	log		x		x	x		x			x					x	x	1.136,97
SP-TD	LMM	SP	log ₁₀ TD	normal	identity				x	x	x									x		54,91
SPI-TI	GLMM	SPI	TI	Poisson	log		x		x	x	x									x	x	608,69

Tab. 13: Modellübersicht zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen, vollständige Modelle

Modellname	Modell- typ	Daten- set	Ziel- variable	Wahrschein- lichkeits- verteilung	Link- funktion	feste Effekte								Zufalls- effekte		AICc
						ALT	AREA	COMPACT	PERIOD	TLDENS	TREATMENT	YEAR	TREATMENT* PERIOD	FIELD	DOY	
ATCP-TD	LMM	ATCP	log ₁₀ TD	normal	identity	x	x	x	x		x	x	x	x		55,30
ATCPi-TI	GLMM	ATCPi	TI	Poisson	log	x	x	x	x		x	x	x	x	x	526,96
AT-TD	LMM	AT	log ₁₀ TD	normal	identity	x	x	x	x	x				x		75,52
ATi-TI	GLMM	ATi	TI	Poisson	log	x	x	x	x	x				x	x	285,41

Tab. 14: Modellübersicht zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen, bestangepasste Modelle

Modellname	Modell- typ	Daten- set	Ziel- variable	Wahrschein- lichkeits- verteilung	Link- funktion	feste Effekte								Zufalls- effekte		AICc
						ALT	AREA	COMPACT	PERIOD	TLDENS	TREATMENT	YEAR	TREATMENT* PERIOD	FIELD	DOY	
ATCP-TD	LMM	ATCP	log ₁₀ TD	normal	identity			x	x		x			x		18,28
ATCPi-TI	GLMM	ATCPi	TI	Poisson	log	x	x	x	x		x	x		x	x	526,05
AT-TD	LMM	AT	log ₁₀ TD	normal	identity									x		14,89
ATi-TI	GLMM	ATi	TI	Poisson	log	x		x				x		x	x	279,31

Tab. 15: Modellübersicht zur Untersuchung der Kiebitzinseln, vollständige Modelle

Modellname	Modell- typ	Datenset	Zielvariable	Wahrscheinlichkeits- verteilung	Link- funktion	feste Effekte													Zufallseffekte			AICc
						AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR	
LPCP-LW_PRES	GLMM	LPCP	LW_PRES	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	153,39
LPCP-LW_DISPL	GLMM	LPCP	LW_DISPL	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	127,27
LPCP-LW_TERR	GLMM	LPCP	LW_TERR	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	125,67
LPCP-LW_BREED	GLMM	LPCP	LW_BREED	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	134,10
LPCP-LW_HATCH	GLMM	LPCP	LW_HATCH	Bernoulli	logit	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	82,53
LPCP-LW_BP	GLMM	LPCP	LW_BP	Poisson	log	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	248,50
LPCP-LW_BPHAT	GLMM	LPCP	LWBPHAT	Poisson	log	x	x	x	x		x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	140,36
LP-LW_PRES	GLMM	LP	LW_PRES	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x	90,00
LP-LW_DISPL	GLMM	LP	LW_DISPL	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x	97,10
LP-LW_TERR	GLMM	LP	LW_TERR	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x	93,94
LP-LW_BREED	GLMM	LP	LW_BREED	Bernoulli	logit	x	x	x	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x	98,44
LP-LW_HATCH	GLMM	LP	LW_HATCH	Bernoulli	logit	x	x	x	x		x	x		x	x		x	x	x	x	x	85,14
LP-LW_BP	GLMM	LP	LW_BP	Poisson	log	x	x	x	x	x		x		x	x	x		x	x	x	x	180,85
LP-LW_BPHAT	GLMM	LP	LWBPHAT	Poisson	log	x	x	x	x		x	x		x	x		x	x	x	x	x	121,02
LPbreed-LW_BPHAT	GLMM	LPbreed	LWBPHAT	Poisson	log	x	x	x	x		x	x		x	x	x		x	x	x	x	137,31

5.6.4 Modellansatz

Vier Hauptvarianten linearer Regressionsmodelle existieren, je nachdem ob Zufallsfaktoren möglich sind oder nicht bzw. ob die Zielvariable der exponentiellen Familie angehören darf (Abb. 34). Alle vier Modellansätze kamen in der Arbeit zum Einsatz, wobei die Modellvarianten ohne Zufallsvariablen lediglich Testzwecken dienen (Kap. 5.6.10).

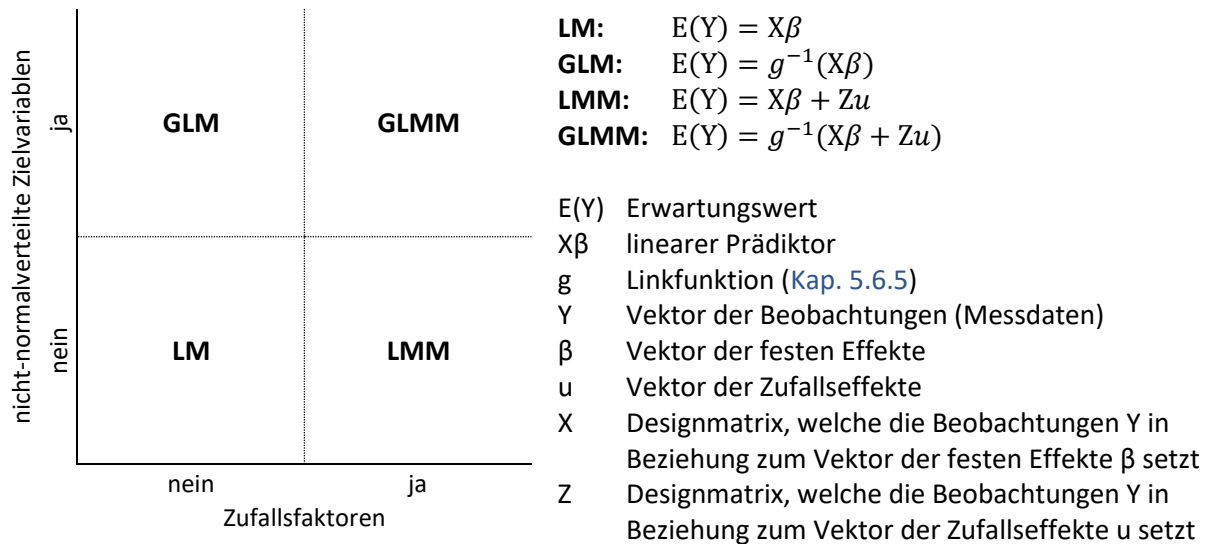


Abb. 34: Schema und vereinfachte Gleichungen der vier wichtigsten linearen Regressionsmodellansätze (eigene Darstellung unter Verwendung von McCULLOCH et al. (2008) und McCULLAGH & NELDER (1989))

Für ein GLMM ($E(Y)$) mit zwei festen Effekten (X_1, X_2), einem Zufallseffekt (u) und einem Interaktionsterm ($X_1 * X_2$) ergibt sich folgende vollständige Formel

$$E(Y) = g^{-1}(\alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \beta_3 (X_1 * X_2) + uZ + \varepsilon),$$

wobei α den Achsenabschnitt (Interzept) der Hochachse zwischen dem Nullpunkt und dem Schnittpunkt des Funktionsgraphen, β den Anstieg des Graphen und ε den Fehlerterm darstellt.

5.6.5 Linkfunktion

Die Linkfunktion verknüpft die Zielvariable mit dem Modellterm und transformiert deren Mittelwert, um Linearität herzustellen. Daher können auch exponentiell verteilte Variablen als Zielvariablen fungieren (NELDER & WEDDERBURN 1972). Die Linkfunktion wird demzufolge in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielvariablen ausgewählt (Tab. 17). Bei normalverteilten oder durch Transformation normalisierten Zielvariablen ist keine Linearisierung nötig („Identity-Link“).

Für Variablen mit Bernoulli-Verteilung gibt es mehrere Möglichkeiten, die sich jedoch nur marginal unterscheiden. Tests ergaben, dass GLMM's mit Logit-Link in der Regel die niedrigsten AICc-Werte aufwiesen, also die Daten am besten abbildeten (Tab. 18).

Bei lognormal-verteilten Werten ist neben der Transformation auch die Verwendung der Log-Linkfunktion möglich. Während bei einer Transformation Mittelwert und Varianz verändert werden, bleibt bei Anwendung einer Linkfunktion die Varianz unverändert, was bei logarithmisch skalierten Werten wenig Sinn ergibt. Insofern wurden, wie bei BOLKER et al. (2009) empfohlen, die lognormal-verteilten Variablen transformiert (Kap. 5.6.2) und anschließend ein lineares Modell gerechnet.

Tab. 17: Linkfunktionen in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielvariablen (η ...transformierter Mittelwert, μ ...nicht-transformierter Mittelwert, Φ ...kumulative Normalverteilungsfunktion) (McCULLAGH & NELDER 1989, LINDSEY 1997)

Wahrscheinlichkeitsverteilung der Zielvariablen	Linkfunktion(en)	Transformation	Rücktransformation
Normal	identity	$\eta = \mu$	$\mu = \eta$
Poisson	log	$\eta = \ln(\mu)$	$\mu = e^\eta$
Bernoulli	logit	$\eta = \ln\left(\frac{\mu}{1-\mu}\right)$	für Wahrscheinlichkeiten: $\mu = \frac{e^\eta}{e^\eta+1}$ für Chancenverhältnisse: $\mu = e^\eta$
	probit	$\eta = \Phi^{-1}(\mu)$	$\mu = \Phi(\eta)$
	cloglog (gompit)	$\eta = \ln\left(-\ln\left(\frac{\mu}{1}\right)\right)$	$\mu = 1 - e^{-e^\eta}$

Tab. 18: AICc's verschiedener GLMM's zur Modellierung der Zielvariablen mit Bernoulli-Verteilung unter Nutzung der drei gebräuchlichsten Linkfunktionen (Modelle gemäß Tab. 15; die niedrigsten Werte sind jeweils **fett** gedruckt)

Modellname	Logit	Probit	Cloglog
LPCP-LW_PRES	153,39	153,92	153,58
LPCP-LW_DISPL	127,27	128,46	129,37
LPCP-LW_TERR	125,67	127,39	126,94
LPCP-LW_BREED	134,10	135,23	135,61
LPCP-LW_HATCH	82,53	94,99	93,60
LP-LW_PRES	90,00	90,14	90,75
LP-LW_DISPL	97,10	97,10	98,07
LP-LW_TERR	93,94	93,96	94,80
LP-LW_BREED	98,44	98,28	100,03
LP-LW_HATCH	85,14	85,02	84,72

5.6.6 Statistischer Rahmen

Zwei statistische Vorgehensweisen kamen für die weitere Modellierung in Frage. Die klassische frequentistische Datenanalyse nutzt relative Häufigkeiten innerhalb des Datensets. Dieses wird demnach unabhängig von potenziell existierenden weiteren Faktoren außerhalb des Datensets auf statistische Zusammenhänge untersucht. Der Bayes'sche Wahrscheinlichkeitsbegriff impliziert demgegenüber Vorkenntnisse, die in Form von Prioren (Ausgangswerten) in die Analyse einbezogen werden. Dies bietet sich insbesondere an, wenn bereits Daten vorheriger Studien oder sehr stark begründete Vermutungen über den Ausgang des Experiments vorliegen. Allerdings beeinflussen die Ausgangswerte die Analyseergebnisse, sodass die Prioren sorgfältig gewählt werden müssen.

Im vorliegenden Fall gab es keine Vorstudie. Es konnte nicht davon ausgegangen werden, dass die aus England bekannten Resultate der Erprobung der Feldlerchenfenster oder Kiebitzinseln auch für Mitteleuropa zutreffen. Zudem unterschieden sich die sächsischen Kiebitzinseln in mehrfacher Hinsicht von den in England getesteten (z. B. Anlage im Herbst statt im Frühjahr). BOLKER et al. (2009) empfahlen Bayes'sche Modelle nur für GLMM's mit mehr als drei Zufallsvariablen und entsprechend umfangreichen Datensets. Beides war bei den verwendeten Daten nicht gegeben. Es wurde daher entschieden, eine frequentistische Datenanalyse durchzuführen.

5.6.7 Fittingmethode

Als Fittingmethode bezeichnet man das Verfahren zur bestmöglichen Annäherung der statistischen Regression an die Originaldaten. Dazu existieren verschiedene Methoden, deren Wahl in Abhängigkeit von bestimmten Charakteristika der Daten erfolgt. Als Ergebnis des Fittings lassen sich Parameterschätzwerte ermitteln, die für jeden Faktor dessen Einfluss auf die Approximation der gefitteten Regressionsfunktion an die Originaldaten wiedergeben.

Für LMM's kann entweder mit Maximum-Likelihood-Schätzung (ML) oder mit Eingeschränkter Maximum-Likelihood-Schätzung (REML) gerechnet werden (BOLKER et al. 2009). Anhand der Daten wäre beides möglich gewesen. ML ist die exaktere Fittingmethode, aber die Ergebnisse sind umso stärker negativ verzerrt (Unterschätzung der Varianzkomponenten), je geringer der Stichprobenumfang ist. Demgegenüber liefert REML geringere Genauigkeiten ist dafür jedoch verzerrungsfrei. Es wurde daher entschieden, LMM's mit REML zu rechnen. Statt LMM's hätte auch eine klassische Varianzanalyse (ANOVA) gerechnet werden können, die aber dieselben Ergebnisse geliefert hätte (HARVILLE 1977).

Für GLMM's gibt es vier wesentliche Fittingmöglichkeiten: Penalisierte Quasi-Likelihood-Schätzung (PQL), Laplace-Approximation, Gauß-Hermite-Quadratur (GHQ) und Markov-Chain-Monte-Carlo-Verfahren (BOLKER et al. 2009). Letzteres nutzt Bayes'sche Statistik, deren Verwendung bereits zuvor ausgeschlossen wurde (Kap. 5.6.6). PQL ist weithin in Gebrauch für stetige Zielvariablen (z. B. mit Gamma-Verteilung), funktioniert jedoch schlecht für Poisson- und Binärdaten (BOLKER et al. 2009). GHQ wäre das bevorzugte Verfahren gewesen, funktionierte jedoch mit den vorhandenen Daten nicht, da bereits bei zwei Stützpunkten keine Approximation mehr gerechnet werden konnte. Daher wurde auf die geringfügig ungenauere, nur mit einem Stützpunkt rechnende Laplace-Approximation, als Sonderfall der GHQ, zurückgegriffen (LIU & PIERCE 1994, BOLKER et al. 2009).

5.6.8 Software

Im Zuge der Ausarbeitung des Modellierungsverfahrens erfolgte auch die Wahl der Software, z. B. R, BUGS, SAS, SPSS oder Stata. Die Entscheidung für R fiel aufgrund der breiten Akzeptanz und Verwendung in bisherigen Arbeiten sowie insbesondere wegen des Angebots an Paketen mit vorgefertigten Funktionen für die verschiedenen Analysen (Tab. 19). Zudem war es hilfreich, auf die sehr aktive R-Nutzergemeinde zurückgreifen zu können.

Tab. 19: Zusammenstellung der für die statistische Modellierung verwendeten R-Pakete

Name	Zitation	Verwendung
aods3	LESNOFF & LANCELOT 2013	Test auf Überdispersion der Poisson-Modelle
car	FOX & WEISBERG 2011	Berechnung der Varianzinflationsfaktoren
fitdistrplus	DELIGNETTE-MULLER & DUTANG 2015	Verteilungstest der Zielvariablen
gamlss	RIGBY & STASINOPOULOS 2005	Verteilungstest der Zielvariablen
glmulti	CALCAGNO 2015	Berechnung der AIC- und AICc-Werte
lme4	BATES et al. 2015	Berechnung der vollständigen Modelle (LM's, GLM's, LMM's, GLMM's)
lmerTest	KUZNETSOVA et al. 2015	Berechnung von p-Werten für lme4-Modelle
MuMIn	BARTOŃ 2015	Multimodellanalyse und Modellprognosen
phia	DE ROSARIO-MARTÍNEZ 2015	Post-Hoc-Tests der Interaktionsterme
xlsx	DRAGULESCU 2015	Einlesen der Daten aus Excel

5.6.9 Modellierungsansatz

Für den Weg zu einem aussagekräftigen statistischen Modell gibt es mehrere Optionen. Zunächst lassen sich Einzel- und Multimodellansätze unterscheiden. In ersterem Fall wird davon ausgegangen, dass es ein konkretes bestes Modell gibt, welches sich deutlich von den übrigen, weniger gut angepassten Modellen abhebt. Das beste Modell lässt sich anhand der Anpassungsgüte ermitteln, z. B. ausgewiesen durch den AICc-Wert. Dieses Modell wird dann für Schlussfolgerungen verwendet. Um zu diesem Modell zu gelangen, existieren wiederum mehrere Möglichkeiten. Beim vorwärtsgerichteten Modellierungsansatz wird zunächst ein Nullmodell ohne Variablen formuliert, welches schrittweise um Variablen erweitert wird bis das bestangepasste Modell gefunden ist. Alternativ dazu kann man rückwärtsgerichtet vorgehen, bei einem vollständigen Modell beginnen und schrittweise Variablen ausschließen. Beide Vorgehensweisen führen nicht zwangsläufig zum selben Modell. Zudem ist der Prozess bei vielen Variablen sehr zeitaufwändig. Automatisierte Verfahren existieren, haben aber den Nachteil, dass auch wichtige Variablen ausgeschlossen werden, obwohl Aussagen über deren Effekte erwünscht sind. Belässt man diese Variablen zwangsweise im Modell, beeinflussen sie, trotz ihrer geringen statistischen Bedeutung, den Verbleib anderer, möglicherweise bedeutsamerer Variablen. Die Ergebnisse sind daher nicht frei von äußeren Einflüssen. Eine dritte Variante besteht in der Berechnung aller möglichen Faktorenkombinationen⁴². Interzept und Zufallseffekte bleiben unberührt, aber die festen Effekte variieren. Dies kann sehr rechenintensiv und daher zeitaufwändig sein, war aber für die maximal elf festen Erklärvariablen im Falle der vorliegenden Studien möglich. Dabei zeigte sich, dass keines der bestangepassten Modelle mit den niedrigsten AICc-Werten eindeutig besser war als andere Modelle, da sich die AICc-Werte oft nur geringfügig unterschieden (BURNHAM & ANDERSON 2004).

⁴² Bei zwei Variablen (X_1 , X_2) sind ohne Interaktionsterm vier Modelle möglich (Nullmodell, Modell nur mit X_1 , Modell nur mit X_2 , Modell mit beiden Variablen). Mit Hinzunahme einer Variablen verdoppelt sich jeweils die Modellanzahl. Bei elf Variablen, wie im Fall der Kiebitzinselstudie, waren dies 2.048 mögliche Modelle.

Für die Arbeit kam daher der Multimodellansatz zur Anwendung. Dabei basiert die Interpretation der Daten nicht auf einem bestangepassten Modell, sondern auf mehreren, annähernd gleich guten Modellen (BURNHAM & ANDERSON 2002). Für die Zusammenstellung des Modellssets gibt es verschiedene Möglichkeiten. Zunächst wäre denkbar, alle Modelle zu verwenden. Dies ist meist nicht sinnvoll, da zumindest einige Modelle die Verteilung der Zielvariablen nicht hinreichend erklären. Als Faustregel gilt hier, dass Modelle mit einer AICc-Differenz ($dAICc$) >10 zu stark vom bestangepassten Modell abweichen (BURNHAM & ANDERSON 2004). Ein brauchbares Modellsset kann folglich aus den Modellen gebildet werden, die innerhalb dieses $dAICc$ -Spektrums liegen. Alternativ können zur Modellwahl auch die Akaike-Gewichte (ω) herangezogen werden. Diese beschreiben die relative Gültigkeit eines Modells im Vergleich mit allen übrigen Modellen des Sets. Die ω -Werte reichen von 0 bis 1 und ergeben in Summe 1, sodass sich sehr leicht Modellssets anhand ihrer relativen Gültigkeit bilden lassen (BURNHAM & ANDERSON 2004).

In den vorliegenden Studien wurde jeweils ein Multimodellansatz mit einem 95%-Set verwendet. Dieses umfasste alle Modelle deren ω -Summe 0,95 ergab ($\sum\omega_i=0,95$). Zusätzlich wurde die AICc-Differenz geprüft, um sicherzustellen, dass die weniger gut angepassten Modelle des Sets noch hinreichende Gültigkeit besaßen (ca. $dAICc < 10$). Die praktische Umsetzung erfolgte mit dem R-Paket ‚MuMIn‘ (BARTOÑ 2015). Die Anzahl der verwendeten Modelle und die maximale AICc-Differenz sind in den zusätzlichen Materialien der Veröffentlichungen enthalten (Feldlerchenstudie Kap. 6 Tab. 32, 33, Kiebitzstudie Kap. 7 Tab. 41).

5.6.10 Entwurf und Validierung der Ausgangsmodelle

Nach der Entscheidung, vollständige Modelle zu formulieren und diese anschließend in allen Varianten durchzurechnen, mussten diese vollständigen Modelle gefunden werden. Einige Vorbemerkungen zur Integration bestimmter Variablen und der Einbeziehung von Interaktionstermen wurden bereits getätigt (Kap. 5.6.3). In Tabelle 20 sind mögliche Varianten vollständiger Modelle aufgeführt, von denen die Typen 3 und 4 angewandt wurden.

Tab. 20: Typen vollständiger Modelle (eigene Zusammenstellung; Anmerkung: Modelle ohne Zufallseffekte wurden nicht in Betracht gezogen, da die Berücksichtigung räumlicher und zeitlicher Korrelationen erforderlich war)

Typ	Beschreibung	feste Effekte	Interaktionsterme	Zufallsvariablen
0	allumfassendes Modell	alle Erklärvariablen	alle Interaktionen	alle Zufallsfaktoren
1	vollständiges Modell	alle gemessenen Erklärvariablen	alle Interaktionen zwischen den gemessenen Erklärvariablen	alle gemessenen Zufallsfaktoren
2	vollständiges Modell mit allen Zwei-Weg-Interaktionen	alle gemessenen Erklärvariablen	alle Interaktionsterme zwischen jeweils zwei gemessenen Erklärvariablen	alle/einige der gemessenen Zufallsfaktoren
3	vollständiges Modell mit ausgewählten Interaktionen	alle gemessenen Erklärvariablen	ausgewählte Interaktionsterme	alle/einige der gemessenen Zufallsfaktoren
4	vollständiges Modell ohne Interaktionen	alle gemessenen Erklärvariablen	keine Interaktionsterme	alle/einige der gemessenen Zufallsfaktoren

Der Empfehlung von BOLKER et al. (2009) folgend, wurden zunächst vollständige Modelle ohne Zufallseffekte (LM, GLM) berechnet und auf Einhaltung der Normalitätskriterien (Linearität, Varianzhomogenität, Ausreißer) überprüft. Dies erfolgte graphisch durch Auswertung der Standard-R-Plots (Abb. 35). Die Linearitätsannahme wird eingehalten, wenn nach der Transformation der Zielvariablen oder der Anwendung der Linkfunktion (Kap. 5.6.5), die Quantile (Q-Q-Plot, Abb. 35b) entlang einer Linie plotten. Varianzhomogenität (= Homoskedastizität) liegt vor, wenn die Plots der Residuen gegen die gefitteten Werte kein erkennbares Muster zeigen (Abb. 35a und c). Ausreißer lassen sich in multifaktorialen Ansätzen sehr gut im Leverage-Residuen-Plot erkennen (Abb. 35d). Unter „Leverage“ versteht man die Stärke des Einflusses eines Wertes auf die Gesamtanalyse (ZUUR et al. 2009). Werte mit einer Cook-Distanz >1 sind potenzielle Ausreißer⁴³, erfordern zusätzliche Analysen und müssen gegebenenfalls ausgeschlossen werden. In keinem Fall waren Änderungen der Modellkonfiguration nötig. Die GLM's wurden daher unverändert, aber um die Zufallseffekte ergänzt, zu GLMM's erweitert (Tab. 11, 13, 15) und diese berechnet.

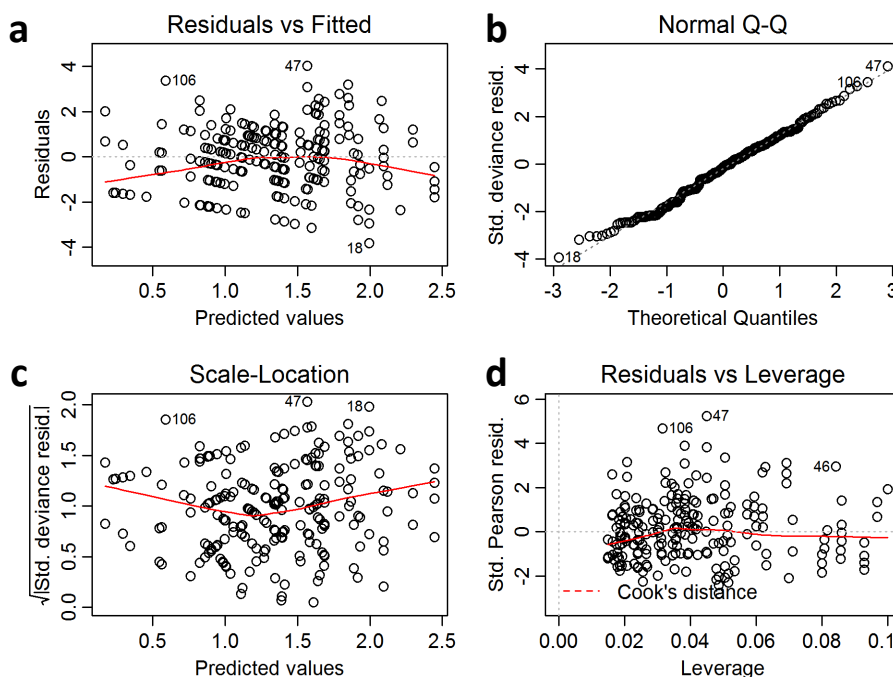


Abb. 35: Modellvaliditätsplots des Modells SPCPi-TI (Modelldetails in Tab. 11) als GLM ohne Zufallsfaktoren

Für Modelle mit poissonverteilten Zielvariablen erfolgte eine Prüfung der vollständigen Modelle auf Überdispersion. Dies trifft zu, wenn die Varianz der Messdaten größer ist als die der modellierten Werte. Während dies bei Zielvariablen mit Bernoulli-Verteilung ausgeschlossen ist, kann dies bei Poisson-Modellen aus verschiedenen Gründen auftreten (McCULLAGH & NELDER 1989). Die Prüfung erfolgte mittels der „gof“-Funktion des „aods3“-Paketes (LESNOFF & LANCELOT 2013). Der Quotient aus der Devianz der Residuen und deren Freiheitsgraden sollte etwa bei 1 liegen (ZUUR et al. 2009). Wie aus der Zusammenstellung in Tabelle 21 ersichtlich ist, lag lediglich in einem Fall Überdispersion vor. ZUUR et al. (2009) folgend, die für ϕ -Werte $\leq 1,5$ keine Korrektur für nötig halten, wurde das Modell mit $\phi=1,684$ aufgrund der durchgeführten Multimodellanalyse noch als unproblematisch angesehen und beibehalten. Korrekturen wären beispielsweise an den p-Werten anzubringen gewesen, die jedoch ohnehin keine Signifikanz auswiesen und überdies für die Publikation nicht verwendet wurden (Kap. 5.6.15). Die ϕ -Werte deutlich unter 1 zeigen

⁴³ Die Cook-Distanz ist ein Maß für ein Einfluss eines Wertes auf die Gesamtanalyse. Dabei wird die Veränderung des Ergebnisses durch den Wert ermittelt, indem einmal mit und einmal ohne diesen gerechnet wird (ZUUR et al. 2009).

zudem Unterdispersion an, was wahrscheinlich auf zu wenige Fälle im Vergleich mit der Anzahl der Einflussvariablen zurückzuführen ist. Dieses als „Overfitting“ bezeichnete Modellverhalten wurde nicht korrigiert, da mit der Multimodellanalyse ohnehin eine größere Streuung der Ergebnisse eingeführt wurde.

Tab. 21: Devianz (D), Freiheitsgrade der Residuen (df) und Dispersionsparameter (ϕ) der vollständigen Modelle (Modelldetails in Tab. 11, 13, 15)

Modellname	D	df	ϕ
SPCPI-TI	260,0593	266	0,978
SPI-TI	112,4952	126	0,893
ATCPI-TI	94,1347	122	0,772
ATi-TI	39,3945	56	0,703
LPCP-LW_BP	78,4421	107	0,733
LPCP-LW_BPHAT	27,9410	107	0,261
LP-LW_BP	41,7870	47	0,889
LP-LW_BPHAT	20,5677	47	0,438
LPbreed-LW_BPHAT	11,7849	7	1,684

5.6.11 Modellberechnung

Die Berechnung der vollständigen Modelle (LMM's, GLMM's) erfolgte mittels der ‚lmer‘- und ‚glmer‘-Funktionen des R-Pakets ‚lme4‘ (Tab. 60 in Anhang 9.4, BATES et al. 2015). Abweichend von der Standardprozedur, welche die Verwendung des Nelder-Mead-Verfahrens zur Funktionsapproximation vorsieht (NELDER & MEAD 1965), kam der BOBYQA-Algorithmus zum Einsatz (POWELL 2009), welcher mit den vorliegenden Daten besser funktionierte. Die Modelle wurden anschließend mittels des ‚dredge‘-Befehls des ‚MuMIn‘-Pakets (BARTOŃ 2015) in allen Varianten gerechnet (Kap. 5.6.9) und nach aufsteigendem AICc-Wert (= abnehmende Anpassungsgüte) sortiert.

Dabei galt zu beachten, dass zwar die vollständigen Modelle auf Multikollinearität zwischen den Einflussvariablen untersucht wurden (Kap. 5.6.3), nicht jedoch jedes einzelne Modell. Dies kann bei nicht erkannten Zusammenhängen zwischen den wechselnden Einflussvariablen zu fehlerhaften Ergebnissen führen (CADE 2015). Daher erfolgte eine Standardisierung der Parameterschätzwerte mittels der partiellen Standardabweichung. Diese ist um Einflüsse infolge möglicher Multikollinearität zwischen den jeweiligen Modellparametern korrigiert und wurde als Korrekturfaktor mit den Parameterschätzwerten multipliziert (BARTOŃ 2015).

Anschließend erfolgte die Mittelwertbildung der Parameterschätzwerte anhand des 95%-Modellsets (Kap. 5.6.9). Dabei gibt es zwei Möglichkeiten: (1) Berechnung der Mittelwerte über alle Modelle des Modellsets (full average), (2) Berechnung der Mittelwerte nur mit den Modellen, in denen die Variable enthalten ist (conditional average) (BARTOŃ 2015). Im ersten Fall nimmt der Schätzwert des Einflusses der Variable ab, wenn sie in wenigen Modellen enthalten ist. Im zweiten Fall hat dies keinen Effekt. Für die Ergebnisdarstellung wurde die zweite Variante verwendet, da die Parameterschätzwerte stets in Kombination mit p-Werten (Feldlerchenstudie) oder mit der relativen Variablenbedeutung (Kiebitzstudie) ausgewiesen wurden. Sowohl p-Werte als auch Variablenbedeutung verweisen auf die Relevanz des Faktors und verdeutlichen entweder die Streuung der Werte (p-Werte) oder die Anzahl der Modelle, in denen die Variable enthalten war (relative Variablenbedeutung) (Kap. 5.6.15).

5.6.12 Modellüberprüfung

Für die bestangepassten Modelle mit dem niedrigsten AICc-Wert erfolgten abschließend erneut eine Überprüfung auf Einhaltung der Normalitätskriterien (Abb. 36) sowie für die Modelle mit poissonverteilten Zielvariablen Tests auf Überdispersion (Tab. 22, vgl. Kap. 5.6.10).

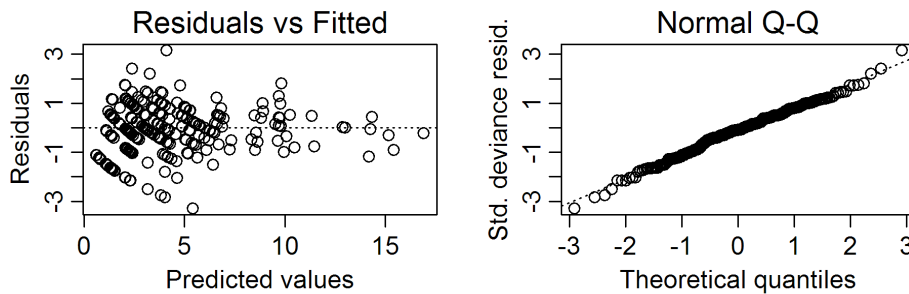


Abb. 36: Modellvaliditätsplots des Modells SPCPi-TI (Modelldetails in Tab. 12) als bestangepasstes GLMM mit Zufallsfaktoren

Tab. 22: Devianz (D), Freiheitsgrade der Residuen (df) und Dispersionsparameter (ϕ) der bestangepassten Modelle (Modelldetails in Tab. 12, 14, 16)

Modellname	D	df	ϕ
SPCPi-TI	261,9444	271	0,967
SPi-TI	114,0675	132	0,864
ATCPi-TI	95,6352	123	0,778
ATi-TI	40,5199	59	0,687
LPCP-LW_BP	79,5346	112	0,710
LPCP-LW_BPHAT	31,5996	115	0,275
LP-LW_BP	46,5251	54	0,862
LP-LW_BPHAT	19,1660	56	0,342
LPbreed-LW_BPHAT	9,8735	15	0,658

5.6.13 Post-hoc-Tests

In der Feldlerchenstudie wurde die Interaktion zwischen Maßnahme (TREATMENT) und Brutzeitraum (PERIOD) getestet. Zur Ermittlung der Effekte innerhalb des Interaktionsterms erfolgten Post-hoc- χ^2 -Tests mittels der ‚TestInteraction‘-Funktion des R-Pakets ‚phia‘ (DE ROSARIO-MARTÍNEZ 2015). Dafür wurde jeweils das bestangepasste Modell verwendet, welches den Interaktionsterm enthielt (Tab. 23).

Tab. 23: Bestangepasste Modelle der Feldlerchenstudie mit Interaktionsterm

Ziel- variable	Modellterm	Rang	AICc	AICc des besten Modells
SPCP-TD	log_TD_nZ ~ 1 + CROPTYPE + PERIOD + TREATMENT + VEGHD + TREATMENT*PERIOD + (1 SITE/FIELD)	4	65,71	61,30
SPCPi-TI	TI ~ 1 + AREA_ST + CROPTYPE + PERIOD + TREATMENT + VEGHD + TREATMENT*PERIOD + (1 SITE/FIELD) + (1 DOY)	3	1.137,75	1.136,97
ATCP-TD	log_TD_nZ ~ 1 + COMPACT_ST + PERIOD + TREATMENT + TREATMENT*PERIOD + (1 FIELD)	6	23,19	18,28
ATCPi-TI	TI ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + PERIOD + TREATMENT + YEAR + TREATMENT*PERIOD + (1 FIELD) + (1 DOY)	2	526,96	526,05

5.6.14 Modellvorhersagen

Grundsätzlich lassen sich die statistischen Modelle auch für „Vorhersagen“ nutzen. Dies kann zum Beispiel der besseren Interpretation der Modellergebnisse dienen. Im Rahmen der Kiebitzinselstudie erfolgten unter Verwendung des R-Pakets ‚MuMIn‘ (BARTOŃ 2015) Prognosen zur Anzahl der Kiebitzbrutpaare in Abhängigkeit von der Fläche der Kiebitzinsel bei Erfüllung oder Nichterfüllung der drei bedeutendsten Parameter: Vorhandensein einer Nassstelle, Anlage der Kiebitzinsel an einem traditionellen Brutplatz und schütterer, niedriger Bewuchs.

5.6.15 Zusammenstellung der Ergebnisse

Das Ergebnis der Modellberechnung waren Schätzwerte für den Einfluss der einzelnen Variablen unter der Bedingung, dass alle anderen Parameter konstant sind. Die Schätzwerte mussten zur besseren Interpretation zunächst rücktransformiert werden, um den Einfluss der Linkfunktion zu entfernen (Kap. 5.6.5). Die Rücktransformation für Log- und Logit-Link erfolgte jeweils mit der EXP-Funktion ($\mu = e^{\eta}$). Für Zielvariablen mit Poisson-Verteilung waren die Parameterschätzwerte damit auf Zählwerte bezogen, für die Binärvariablen auf das Chancenverhältnis (z. B. Chance für Anwesenheit zu Chance für Abwesenheit der Zielart auf der Fläche). Die \log_{10} -transformierten Variablen der Feldlerchenstudie wurden ebenfalls rücktransformiert ($\mu = 10^{\eta}$) und standen damit wieder in Bezug zur Territoriedichte.

Die Stärke des Einflusses enthält zwar bereits ein Signal für die Bedeutung der Variable, gibt jedoch keine Aussage zur statistischen Signifikanz, also zur „Nicht-Zufälligkeit“ des Effekts. Das Konzept der statistischen Wahrscheinlichkeit kollidiert allerdings mit der Idee der Modellauswahl über Likelihood, also der Reihung nach einem Informationskriterium (z. B. AICc). Dieser liegt keine Hypothese zu Grunde, welche mittels eines Tests auf Gültigkeit und statistische Signifikanz geprüft wird. Gleichwohl lassen sich die Modelle des 95%-Modellsets (Kap. 5.6.9) mittels einer Varianzanalyse vergleichen und so auf statistische Signifikanz testen, da die Streuung der Werte eine Information über deren Gültigkeit enthält. Diese Vorgehensweise wird von einigen Autoren abgelehnt (z. B. BURNHAM & ANDERSON 2002, 2014), von anderen befürwortet (z. B. MURTAUGH 2014).

Für die Feldlerchenstudie wurden letztlich p-Werte berechnet, für die Kiebitzstudie in Abstimmung mit den Reviewern darauf verzichtet. Zur Verdeutlichung der Relevanz der Parameterschätzwerte wurde stattdessen die relative Bedeutung verwendet, die sich aus der Anzahl der Modelle ermittelt, in denen die Variable verwendet wird. Die zur Erklärung der Verteilungsfunktion der Zielvariable wichtigeren Variablen sind in vielen Modellen des 95%-Sets enthalten, während die weniger bedeutenden seltener auftreten.

„Sky Lark plots and additional tramlines improve large fields for the Sky Lark and have the potential to increase the Sky Lark population.”

(SCHMIDT et al. 2017a: 1)

6 Studie 1 – Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen

Originaltitel der Publikation: Effect of Sky Lark plots and additional tramlines on territory densities of the Sky Lark *Alauda arvensis* in an intensively managed agricultural landscape

Autoren: Jan-Uwe Schmidt, Alexander Eilers, Madlen Schimkat, Jonas Krause-Heiber, Andreas Timm, Winfried Nachtigall & Arno Kleber

erschienen in: Bird Study 64: 1-11

eingereicht am: 23.05.2016

angenommen am: 11.11.2016

Link: <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2016.1271394>

Abstract

Capsule: Sky Lark plots and additional tramlines increase Sky Lark *Alauda arvensis* territory densities in winter crops.

Aims: To analyse the effects on Sky Lark territory density of Sky Lark plots and additional tramlines in winter cereals and oilseed rape.

Methods: We mapped Sky Lark territories on fields with Sky Lark plots or additional tramlines as well as on adjacent control sites, from 2010 to 2013 in Saxony, Germany, where agricultural land use is intensive, dominated by winter-sown crops and takes place in large fields.

Results: In test sites with Sky Lark plots, 5.6 and 3.1 territories per 10 ha were found in the early (April/May) and late periods (June/July) respectively, compared to 3.3 and 1.4 territories per 10 ha in control sites. Sky Lark territory densities in fields with additional tramlines were 1.6 times higher in the early period (4.2 versus 2.6 territories per 10 ha) and 2.2 times higher in the late period (3.6 versus 1.6 territories per 10 ha).

Conclusion: Sky Lark plots and additional tramlines improve large fields for the Sky Lark and have the potential to increase the Sky Lark population.

6.1 Introduction

The Eurasian Sky Lark *Alauda arvensis* is the most abundant bird species on agricultural land in Europe and is the best-adapted European bird species to wide, open agricultural landscapes (DONALD 2004). In spite of this, numbers have declined over the past decades in many western and central European countries. Within the European Union, strong declines have occurred over the long term (-52 % from 1980 to 2013) as well as the short term (-13 % from 2004 to 2013) (EBCC 2016). Population declines ranged between 40 % and 95 % depending on the time scale, for example, -60 % in the UK, 1970-2013 (HAYHOW et al. 2015), -75 % in Lombardy, northern Italy, 1992-2007 (BANI et al. 2009), -95 % in the Netherlands from the 1970s to 2010 (TEUNISSEN et al. 2010), -41.5 % in Denmark, 1976-2014 (DOF 2016) and -40 % in Germany, 1990-2007 (CIMIOTTI & JOEST 2009). Local extinctions are reported from the Republic of Ireland (BALMER et al. 2013), the Netherlands (Sovon Vogelonderzoek Nederland 2016) and northwest Germany (GRÜNEBERG et al. 2013). So far, eastern Europe seems to be less affected (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). In Saxony, the Sky Lark is still common, but the total number of birds has decreased by about 60 % from 1995 to 2005 (STEFFENS et al. 2013).

The declines of Sky Lark populations have widely been linked to the intensification of agricultural production (CHAMBERLAIN et al. 2000, DONALD et al. 2001a, 2001b, WILSON et al. 2005). Nowadays, winter cereal crops and winter oilseed rape comprise rather uniform, fast growing and dense plant stands. These homogenous crops are nearly inaccessible for Sky Larks and are, therefore, mostly unsuitable as breeding habitats, especially from May onwards. Sky Larks abandon their territories when vegetation becomes too tall or dense, even in natural habitats (DELIUS 1965). Therefore, winter cereals are suitable only for first broods (CHAMBERLAIN et al. 1999, TOEPFER & STUBBE 2001, DONALD 2004, STÖCKLI et al. 2006, MORRIS et al. 2007) and territory density decreases during the breeding season (CHAMBERLAIN et al. 1999, ERAUD & BOUTIN 2002, DONALD 2004, STÖCKLI et al. 2006). Oilseed rape is only sparsely populated, mainly in the early season (TOEPFER & STUBBE 2001) or where growth has been restricted (e.g. by browsing or waterlogging); or even avoided (MIGUET et al. 2013).

Winter cereals (48.3 %) and winter oilseed rape (17.8 %) altogether cover 66.1 % of arable land in Saxony (STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 2015). Only 9.6 % of Saxony's arable land is cultivated with spring cereals and legumes, both identified as 'Sky Lark friendly' (CHAMBERLAIN et al. 1999, TOEPFER & STUBBE 2001, DONALD et al. 2001a, ERAUD & BOUTIN 2002).

It has been shown that the territory density increases with structural diversity (SCHLÄPFER 1988, WILSON et al. 1997, CHAMBERLAIN et al. 1999, ERAUD & BOUTIN 2002, STÖCKLI et al. 2006, MIGUET et al. 2013). Both natural and artificial within-field micro-habitat structures were identified to improve habitat quality (ODDERSKÆR et al. 1997, SCHÖN 1999, 2011, STÖCKLI et al. 2006). Small patches of bare or sparsely vegetated ground as well as tramlines are used for taking-off and landing as well as for foraging. Within-field measures developed and tested so far to improve conditions for Sky Larks are unsown patches (usually referred to as Sky Lark plots or Sky Lark scrapes), wide-spaced rows and Sky Lark strips.

Sky Lark plots were especially promising for enhancing conditions for Sky Larks in large, conventionally managed fields (ODDERSKÆR et al. 1997, MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, FISCHER et al. 2009). Sky Lark plots are bare patches within fields, applied so far in winter cereals, spring-sown cereals, oilseed rape, sugar beets and maize (ODDERSKÆR et al. 1997, MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009, TEUNISSEN et al. 2010, CIMIOTTI et al. 2011, SÄCHS. LFULG 2011). The size of the patches varied from 7 to 40 m². Mostly, two patches per hectare were created by lifting the seed drill (mostly 3-4.5 m wide) for about 3-5 m during sowing (MORRIS et al. 2004, 2007). Alternatively, Sky Lark plots were created by spraying or by mechanical removal of the crop (MORRIS et al. 2007, DILLON et al. 2009). Subsequently, the fields, including the Sky Lark plots, were treated according to the common agricultural practice (without further restrictions, e.g. regarding the application of pesticides).

Positive effects include higher densities of territories and nests or at least only a slight decrease towards the late breeding season (MORRIS et al. 2004, 2007, FISCHER et al. 2009, CIMIOTTI et al. 2011, SÄCHS. LFULG 2011). Furthermore, significantly greater clutch sizes (MORRIS et al. 2007), more chicks fledged per breeding attempt (MORRIS et al. 2007) and higher abundance of invertebrates (MORRIS et al. 2004, 2007, SMITH et al. 2009, SÄCHS. LFULG 2011) were reported. However, ODDERSKÆR et al. (1997) found arthropod food density lowest in Sky Lark plots and highest in the surrounding spring barley. Sky Lark plots improve the accessibility of dense vegetation, where nests are placed protected by the vegetation canopy (MORRIS et al. 2004, 2007, FISCHER et al. 2009, SÄCHS. LFULG 2011). While early in the breeding season differences between control fields and fields with Sky Lark plots often were nearly negligible, differences increased later in the season (MORRIS et al. 2007). Note that TEUNISSEN et al. (2010) reported no effect of Sky Lark plots on Sky Lark territory densities, 'probably due to the relatively heterogeneous arable land with relatively large areas of spring-sown crops'. MORRIS (2005) found Sky Lark plots to be ineffective in sugar beets, which may be explained by its short and open crop structure, well suited for Sky Larks even without any treatment.

Another approach to open the crop stands was wide-spaced rows. On such fields, usually one drilled row follows one unsown row, thus forming rows with double normal width, which results in reduced crop density (MORRIS et al. 2007). Other designs include three sown rows followed by two unsown ones (IP-SUISSE & SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2007). This method is inappropriate for oilseed rape, because rape plants are likely to use the additional space for more vigorous growth, therefore, closing the canopy as fast as in fields in which no measure is applied. This was also the case for wide-spaced sown winter cereals in previous studies (MORRIS et al. 2004).

Positive effects found so far for wide-spaced rows were: a smaller decrease in territory density during the breeding season compared to conventionally sown control plots, significantly greater clutch sizes and more chicks per breeding attempt (MORRIS et al. 2007). ODDERSKÆR et al. (1997) and Smith et al. (2009) found no effects on the abundance of invertebrates. Positive effects apparently depend on the accessibility of the wide-spaced rows in the late breeding season, but they were often found closed in June (MORRIS et al. 2004).

Considering the wide adoption of Sky Lark plots and wide-spaced rows, the scarcity of detailed information on their effects is surprising, especially for continental Europe (Tab. 30 in [online Supplementary Materials](#)). Only a few studies encompassed research over a period of more than one year and for more than one crop. With regard to oilseed rape as one of the most important biofuel plants covering 10.8% of Germany's arable land (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015) or nearly one-fifth of the farmland in Saxony (STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN 2015), only SÄCHS. LFULG (2011) reported data for just one sampling plot.

Effects of such treatments on the declining Sky Lark population are only likely to occur if the measures are widely used. Therefore, another crucial point is the acceptance of the measures by farmers as well as the farmers' ability to implement them correctly. DAVEY et al. (2010) assessed the uptake of Sky Lark plots in England, where its acceptance was very low, only implemented at 48 out of 831 1-km squares. Until December 2012 they were implemented only at about 10,000 ha, which is 0.22 % of England's arable land (CLOTHIER 2013).

We studied the effects of Sky Lark plots and additional tramlines from 2010 to 2013 on conventionally managed, large-scale fields with winter cereals and winter oilseed rape in the federal state of Saxony, Germany. The study was part of a state-wide project, with the aim of developing and testing production-integrated schemes to improve habitat quality for ground-nesting farmland birds (SCHMIDT et al. 2015). The following questions should be answered: (1) Are there positive effects of the measures on the territory density of the Sky Lark? And (2) are the measures accepted by the farmers and easy to implement?

6.2 Methods

6.2.1 Study area

Saxony is located in central Europe within the transition zone between maritime and continental climates (Cfb in the Köppen classification). Test fields spread out mainly over Saxony's lowlands, covering an altitudinal range from 98 to 318 m above sea level (asl), with only one site at higher elevation (418 m asl), forming a west-east transect from 12°22' to 14°46' E (around 175 km in total). Soil substrates were loess, loess derivatives or sandy loam.

6.2.2 Measures

Sky Lark plots were arranged by lifting the seed drill during sowing at a density of about two plots per hectare. Each plot had to cover at least 20 m². Within oilseed rape, a minimum total area of 40 m² and a minimum width of 4.5 m were mandatory.

Contrary to previous studies (MORRIS et al. 2007), the scheme of wide-spaced rows was slightly modified, partly because of its low success (MORRIS et al. 2004), partly to cope for the pneumatic seed drills that are widely used on the large Saxon fields. These modern computer-controlled drills are able to produce tramlines to save seed on soil that would be compressed by the wheels of agricultural vehicles. This method was used to create additional tramlines beyond those used during the subsequent cultivation. To reduce the probability of predation, which was found to be high along tramlines (DONALD et al. 2002, FISCHER et al. 2009), these ended around 50 m away from the field margin and were, therefore, not connected to the field-encircling tramlines on the headlands. While the distance between standard tramlines ranged from 18 to 30 m, the additional tramlines were placed in between 6 and 12 m apart. Each tramline consisted of two unsown, approximately 30 cm wide strips.

The test fields were at least 20 ha in size and included a test plot with Sky Lark plots or additional tramlines and an untreated control plot, both conventionally managed and about 10 ha in size. The fields were selected together with the farmer in order to acquire suitable sites with an open aspect to minimize edge effects (e.g. by tall hedges, copses, power lines, etc.). Test plots were established in winter cereals (wheat, rye and barley) and winter oilseed rape (the latter with Sky Lark plots only). To reduce expected negative effects by predation, a minimum distance of around 50 m from vertical features (e.g. hedges, tree rows, power lines, etc.) was kept. Subsequently, test plots received the same chemical treatment as the entire field. Altogether 20 fields were created with Sky Lark plots according to the test design, 10 fields (at other sites) had additional tramlines.

6.2.3 Evaluation of measures

Sky Lark territory mapping was carried out during the breeding seasons 2010-13 (BIBBY et al. 2000). Mapping of territories in general is a reliable method to estimate Sky Lark abundance, because singing males are strictly territorial. Since one singing male stimulates others, a nearly complete mapping is possible, especially in the morning (DELIUS 1965, DONALD 2004). Test and control plots were visited seven times between 1 April and 15 July (two times a month) with a minimum interval of seven days. This results in seven sets of counts of territorial individuals, which were used for modelling.

The count data were aggregated to territories regarding two timescales. A territory was declared according to standard methods for a permanent territory or any higher breeding status code (SÜDBECK et al. 2005, BTO 2016). Territory densities (number of Sky Lark territories per 10 ha) were derived from these aggregated data. To account for seasonal effects, we separated an early period, including the first four counts in April and May, and a late period, containing the three counts in June and July. The

Sky Larks' breeding behaviour in Saxony is not well researched. Two broods per year are usually assumed (STEFFENS et al. 2013), but means for the first brood (14 April) and second brood (2 July) given by PÄTZOLD et al. (1998) let one assume that up to three broods occur, corresponding to results from northwest England (DELIUS 1965) or Switzerland (SCHLÄPFER 1988). Due to this complex breeding behaviour – for instance, SCHLÄPFER (1988) noticed first broods beginning even as late as early June – we separated only early and late season periods: April/May and June/July. The total number of territorial individuals as well as territory densities for the early and the late period, respectively, were used for statistical modelling.

For fields with Sky Lark plots, field measurements of vegetation height and cover for both Sky Lark plots and the surrounding crop were conducted. At each site one representative Sky Lark plot was randomly chosen for mapping (except for plots located on a dry ridge or in a wet swale), which was carried out at least monthly between April and July. Vegetation height was measured in centimetre using a folding metre stick at one point per plot. Vegetation cover was estimated as the proportion of the vegetation cover by using categories (0 %, >0-25 %, >25-50 %, >50-75 %, >75-90 %, >90 %). Measurements of the surrounding crop were taken in the same way at one point close (<5 m) to that specific Sky Lark plot. For the tramline plots no vegetation measurements were carried out.

The total number of Sky Lark plots and additional as well as standard tramlines was obtained by GPS measurements and checked using aerial as well as satellite images (orthophoto service of the Saxon state office for surveying and geospatial information, Google Earth, Bing Maps).

Correct implementation of the measure according to the guidelines was assessed by monthly on-site checks. Additionally, adherence to deadlines was audited. The acceptance of the measure by the farmers was derived from the number of farmers, who decided to repeat the measure in subsequent years. For the assessment of practicability and acceptance a different data set was used, comprising also a number of farms and sites where no territory mapping was carried out (Sky Lark plots: n=62, additional tramlines: n=12).

6.2.4 Statistics

All statistics were conducted using R, Version 3.2.3 (R CORE TEAM 2015). We decided to apply multifactorial statistical modelling for two response variables for the two different measures with two data sets, (1) encompassing all pairwise linked test plots and control plots and (2) including the test plots only. The first set aimed at quantifying the differences between test plots and untreated sites, the latter intended to take differences and driving factors among the respective measures into account. In total, 24 models were fitted (Tab. 31 in [online supplementary material](#)). All variables used are described briefly below as well as in Tab. 24 and marked in the text in capitals.

We modelled the original Sky Lark count data of territorial individuals (TI) using generalized linear mixed models (GLMM) with a Poisson error distribution. The Sky Lark territory densities (TD) were \log_{10} -transformed and then modelled using linear mixed models (LMM). Mixed models were necessary to take potential spatial and temporal correlations into account by including them as random factors. These were SITE or SITE/FIELD for 'Sky Lark plots models', because some sites were arranged with Sky Lark plots in more than one year. FIELD links the pairwise test and control plots at the same field as well as different counts at the same plot within one period. In the 'additional tramline models', only FIELD was used, because no site was used twice. DOY (= day of year) accounts for temporal correlation of the count data.

The fixed predictors, which were assumed to influence the response variables in some way, varied between different models (Tab. 31 in [online Supplementary Materials](#)). The altitude of the plot

centroid (ALT) was included to integrate a potential altitudinal gradient in the overall Sky Lark abundance as well as phenological differences. The plot area in hectares (AREA) and the compactness of the plots (COMPACT) take into account that large compact plots potentially have the highest Sky Lark territory densities. The compactness of plots was calculated using the form factor (Russ 2011). While these three factors as well as the intercept term were included in all models, the crop type (CROPTYPE) was used in 'Sky Lark plots models' only. It was a binary variable to differentiate between winter cereals (CROPTYPE = 1) and winter oilseed rape (CROPTYPE = 0), and therefore unnecessary for 'additional tramline models', due to the inappropriateness of this measure in oilseed rape. PERIOD was used to account for differences between early (1) and late (2) period. For the 'test plot models', variables for the density of Sky Lark plots or tramlines (all tramlines including standard and additional ones) were included (SPDENS, TLDENS). TREATMENT was a binary variable with 0 for untreated and 1 for treated plots. It was used in 'all plots models' to work out differences between treated and untreated sites. Vegetation cover (VEGC) and height (VEGH) were used in the 'test plots' models for Sky Lark plots to check, whether differences influence the Sky Lark occurrence. In the 'all plots models', the height and cover data had to be aggregated due to strong autocorrelation (Spearman's $\rho \geq 0.8$). The aggregated vegetation height-cover variable (VEGHC) was binary, with 1 for height <50 cm and cover <50 %, and 0 for tall and dense swards. The continuous or discrete fixed predictor variables (ALT, AREA, COMPACT, SPDENS, TLDENS, VEGC, VEGH) were standardized before being used for modelling.

The modelling process followed recommendations by BOLKER et al. (2009) and ZUUR et al. (2009). First, (generalized) linear models without random effects were fitted and checked graphically. Correlation plots (ZUUR et al. 2009) and generalized variance inflation factors (GVIF) (FOX & WEISBERG 2011) were used to check for collinearity (FOX & MONETTE 1992, ZUUR et al. 2009). Variables with Spearman's $r \geq 0.8$ or GVIFs ≥ 10 were excluded. Then, full LMMs and GLMMs were fitted by restricted maximum likelihood and Laplace approximation, respectively, using the lme4 package (BATES et al. 2015). To reduce model-induced bias, model averaging was applied (BURNHAM & ANDERSON 2002) conducting an exhaustive approach using the dredge and avg functions of the MuMIn package (BARTOÑ 2015). The models were ranked by their small sample size corrected Akaike information criteria and conditionally averaged using the 95%-confidence candidate set of models. To account for wrong averaging induced by undetected multicollinearity within the candidate model set, the mean estimates were standardized based on partial standard deviations (CADE 2015). Wald Z tests were applied for hypothesis testing. Finally, χ^2 post hoc tests were conducted using the phia package (DE ROSARIO-MARTÍNEZ 2015) to reveal differences in factor levels of the TREATMENT×PERIOD interaction.

Model validation was proceeded by overdispersion checks for best Poisson GLMMs as well as qq-plots and residuals-vs-fitted plots for all best models (BOLKER et al. 2009, ZUUR et al. 2009).

Tab. 24: Description of variables used for modelling (^a for continuous variables only, Median for discrete variables; ^b for test plots only)

Label	Variable	Type	Values (Min, Mean \pm sd ^a , Max)	
			Sky Lark plots	Additional tramlines
<i>Response variables</i>				
TI	Number of Sky Lark individuals indicating a territory	Discrete	0, 4, 16	0, 4, 14
TD	Density of Sky Lark territories (number of permanent territories per 10 ha) in the early and late periods	Continuous	0.00, 3.34 \pm 3.48, 17.14	0.00, 2.99 \pm 1.72, 6.60
<i>Fixed predictors</i>				
ALT	Altitude of the plot centroid	Discrete	101, 168, 418	98, 164, 318
AREA	Plot area (ha)	Continuous	7.0, 15.6 \pm 7.7, 42.0	8.2, 16.9 \pm 8.4, 42.0
COMPACT	Compactness of the plot [Form factor after Russ 2011] = $4\pi \times \text{Area} / \text{Perimeter}^2$	Continuous	0.18, 0.56 \pm 0.17, 0.79	0.18, 0.48 \pm 0.16, 0.73
CROPTYPE	Type of crop	Binary	0: winter oilseed rape; 1: winter cereals	
PERIOD	Early period (April-May) and late period (June-July)	Binary	1: early period; 2: late period	
SPDENS	Density of Sky Lark plots in plots per ha	Continuous	0.7, 1.9 \pm 0.6, 3.0 ^b	
TLDENS	Density of tramlines (standard and additional ones) in n per 100 m	Continuous		6.7, 9.7 \pm 4.4, 16.7
TREATMENT	Type of plot	Binary	0: control plot; 1: test plot	
VEGC	Means (TD models) or individual values (TI models) of vegetation cover in %	Discrete	0, 63, 95	
VEGH	Means (TD models) or individual values (TI models) of vegetation height in cm	Continuous	0, 59 \pm 49, 160	
VEGHC	Presence of short and sparse vegetation	Binary	0: no; 1: yes (vegetation height <50 cm AND vegetation cover <50 %)	
YEAR	Year, in which the test field was present	Discrete	2011, 2013	2010, 2013
<i>Random effects</i>				
FIELD	Test field (consisting of a test plot and an untreated control plot)	Categorical	1, 20	1, 10
SITE	Test site, in some cases used in more than one year	Categorical	1, 16	
DOY	Day of year	Discrete	93, 202	93, 196

6.3 Results

6.3.1 Effects on the Sky Lark territory density

The density of Sky Lark territories and the counts of territorial individuals were both significantly higher with Sky Lark plots for both periods compared to control plots (Fig. 37, Tab. 25, 26 & 29). For instance, Sky Lark territory density as well as the number of territorial individuals could be expected to increase by about 20-40 % by providing Sky Lark plots. These relative effects were similar for all crops researched, but territory density on oilseed rape was the lowest, whereas winter cereals were significantly more densely populated, especially in the late period. Seasonal decrease in Sky Lark territory densities was much higher on fields with Sky Lark plots than on untreated sites. Comparing Sky Lark plot sites with different crop types, the largest seasonal decrease occurred at test plots with tall, dense crops (e.g. oilseed rape, Fig. 38 & 39) and the smallest decrease occurred with winter wheat. Nevertheless, territory densities in June and July were still about two to three times as high at treated compared to untreated sites. Other factors were only of minor importance. Larger plots unsurprisingly hosted more territorial individuals, but densities did not increase with area or compactness of the test plots. Low vegetation height and cover was also a significant advantage. Across different test sites, higher densities of Sky Lark plots increased territory densities, too.

At test plots with additional tramlines, Sky Lark territory densities were also significantly higher than on untreated control plots (Tab. 27-29). This was consistent for both periods. The seasonal decrease was slightly lower on test plots with additional tramlines than on control plots and also much lower compared to Sky Lark plots. Other factors (e.g. altitude, plot compactness and plot size) were only of minor importance (Tab. 28).

6.3.2 Practicability and acceptance

Both schemes should be easy to implement. Due to herbicide spraying, which represents a normal processing step in conventional farming, the plots were kept free from vegetation and so no extra maintenance was necessary. Nevertheless, various mistakes occurred during the management of the fields, and especially Sky Lark plots seemed to be quite challenging for the farmers. Of 62 fields with Sky Lark plots, 21 were managed well, resulting in an error rate of 66.1 %. On the remaining ones, one or several of the following errors occurred: (a) fewer Sky Lark plots established than originally arranged (4 had up to 10 % fewer; 16 had 10-50 % fewer; 4 had over 50 % fewer), (b) too many Sky Lark plots created (n=12), (c) Sky Lark plots not established (n=3), (d) not visible (n=2) or (e) too small (n=2). The target value of two Sky Lark plots per hectare (± 0.25) was reached in 12 of a subset of 32 cases. Of 12 test fields with additional tramlines, 9 were positively evaluated, resulting in an error rate of 25.0 %. At two fields the additional tramlines were too narrow and the canopy closed. In one case the farmer failed to establish the tramlines despite an existing contract.

Both measures proved to be well-accepted by the farmers. 10 out of 16 farmers decided to create Sky Lark plots at least once again. Six farmers repeated the measure at least three times, three of them annually until the end of the project. Additional tramlines were repeated by three out of five farmers. The same farmers did this annually over three years, two of them until the end of the project.

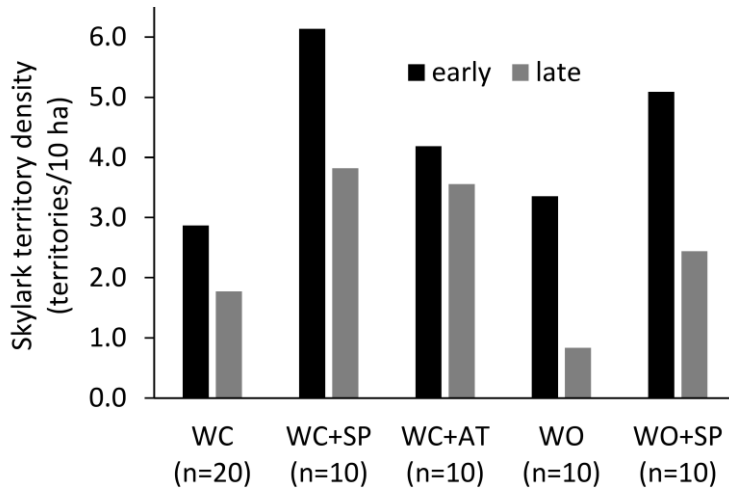


Fig. 37: Sky Lark territory density at control sites with winter cereals (WC) and winter oilseed rape (WO) as well as at test fields with Sky Lark plots (SP) or additional tramlines (AT) for early and late breeding periods

Tab. 25: Means of Sky Lark territory densities per 10 ha and mean differences between test and control plots as well as between early and late periods for Sky Lark plots according to crop type (early period = April and May, late period = June and July; ^a includes one field with winter rye)

Crop type	n	Test plots		Control plots		Control-test		Late-early	
		Early	Late	Early	Late	Early	Late	Test	Control
Winter oilseed rape	10	5.1	2.4	3.4	0.8	-1.7	-1.6	-2.7	-2.6
Winter barley	4	7.2	4.4	3.4	1.8	-3.8	-2.6	-2.8	-1.6
Winter wheat	5	5.7	3.6	3.1	2.2	-2.6	-1.4	-2.1	-0.9
Winter cereals agg. ^a	10	6.1	3.8	3.2	1.9	-2.9	-1.9	-2.3	-1.3
All crops	20	5.6	3.1	3.3	1.4	-2.3	-1.7	-2.5	-1.9

Tab. 26: Back-transformed mean estimates of the 95%-confidence model sets (conditional average) for Sky Lark plots (variable definitions are given in Tab. 24; model details in supplemental online Tab. 31 and 32 with original mean estimates; reference levels for categorical variables are always the smaller values; significance levels were used as follows: *** <0.001, ** <0.01, * <0.05, + <0.1)

Model	ALT	AREA	COMPACT	CROPTYPE	PERIOD	SPDENS	TREATMENT	VEGC	VEGH	VEGHC	YEAR 2012	YEAR 2013	TREATMENT x PERIOD
<i>Territorial individuals</i>													
All plots	1.12	1.25 ***	0.96	1.10	0.80 ***	-	1.20 ***	-	-	0.95 +	1.04	1.05	1.04
Sky Lark plots	0.98	1.18	1.13	1.24 *	0.83 ***	1.22 +	-	1.01	1.00	-	0.95	1.00	-
<i>Territory density</i>													
All plots	-	0.92	1.03	1.49 ***	0.60 ***	-	1.42 ***	-	-	0.82 **	-	-	0.95
Sky Lark plots	-	0.85	1.14	1.60 **	0.61 ***	1.45 *	-	1.26	1.08	-	-	-	-

Tab. 27: Means of Sky Lark territory densities per 10 ha and mean differences between test and control plots as well as between early and late periods for additional tramlines according to crop type (early period = April and May, late period = June and July; ^a includes two sites with winter rye)

Crop type	n	Test plots		Control plots		Control-test		Late-early	
		Early	Late	Early	Late	Early	Late	Test	Control
Winter barley	4	4.7	4.7	2.0	1.5	-2.7	-3.2	0.0	-0.5
Winter wheat	4	4.5	3.8	3.2	2.1	-1.3	-1.7	-0.7	-1.1
Winter cereals agg. ^a	10	4.2	3.6	2.6	1.6	-1.6	-2.0	-0.6	-1.0

Tab. 28: Back-transformed mean estimates of the 95%-confidence model sets (conditional average) for additional tramlines (variable definitions are given in Tab. 24; model details in supplemental online Tab. 31 and 33 with original mean estimates; reference levels for categorical variables are always the smaller values; significance levels were used as follows: *** <0.001, ** <0.01, * <0.05, + <0.1)

Model	ALT	AREA	COMPACT	PERIOD	TLDENS	TREATMENT	YEAR 2011	YEAR 2012	YEAR 2013	TREATMENT × PERIOD
<i>Territorial individuals</i>										
All plots	1.19 *	1.20 **	0.82 ***	0.89 *	–	1.30 ***	1.11 +	0.94	1.09 +	1.05
Additional tramlines	1.27 *	1.22	0.83 +	0.94	0.89	–	1.05	0.87	1.08	–
<i>Territory density</i>										
All plots	–	–	0.75 **	0.81 *	–	1.37 ***	–	–	–	1.05
Additional tramlines	–	0.83	0.72 +	0.85	0.76	–	–	–	–	–

Tab. 29: *Post hoc* tests of the TREATMENT × PERIOD interaction (note: higher values indicate stronger effects, but have to be interpreted only relative to other values in the same column; significance levels were used as follows: *** <0.001, ** <0.01, * <0.05, + <0.1)

TREATMENT PERIOD	Sky Lark plots			Additional tramlines	
	Territorial individuals	Territory density	Territorial individuals	Territory density	
No Early	3.37 ***	0.34 **	3.60 ***	0.35 ***	
Yes Early	5.57 ***	0.79 ***	6.45 ***	0.62 ***	
No Late	1.76 **	-0.14	2.55 ***	0.14 +	
Yes Late	3.40 ***	0.22 *	5.66 ***	0.49 ***	

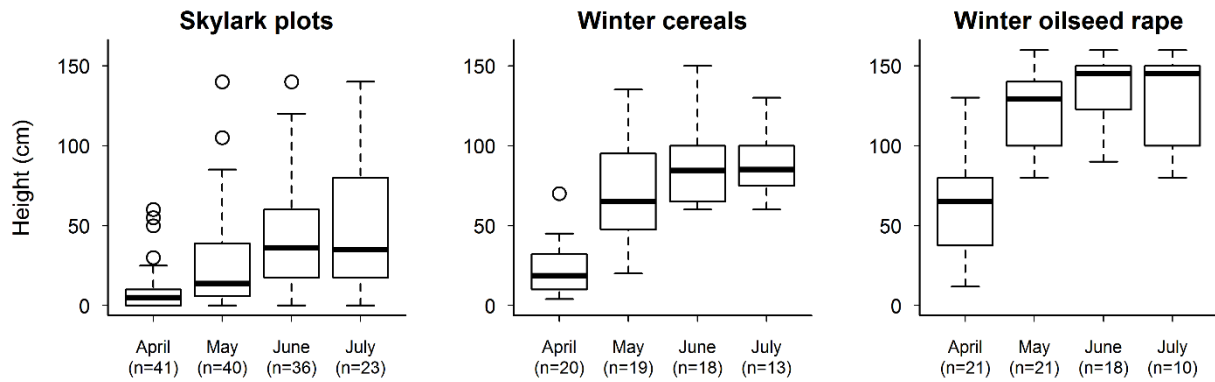


Fig. 38: Vegetation height for Sky Lark plots, winter cereals and winter oilseed rape

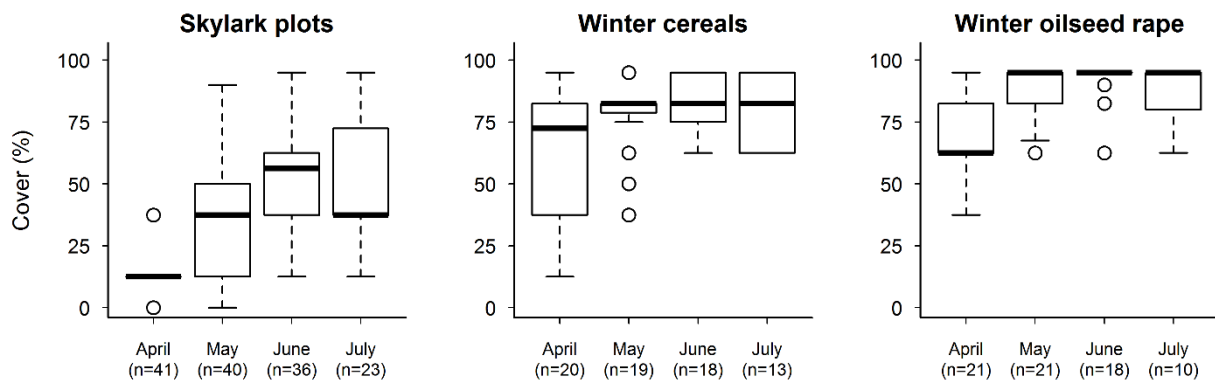


Fig. 39: Vegetation cover for Sky Lark plots, winter cereals and winter oilseed rape

6.4 Discussion

While MORRIS et al. (2007), FISCHER et al. (2009) and CIMIOTTI et al. (2011) found positive effects of Sky Lark plots restricted to the late season, in our study we found an almost identical (proportional) territory density increase comparing test and control plots during both periods. In contrast to previous studies, we found a significant seasonal decrease for both test and control plots. Sky Lark territory densities approximately halved between the early and the late breeding season. Despite this, in the late period the territory density was higher on test than on control plots and the difference was greater than that reported by MORRIS et al. (2007). In this context, we assume that the seasonal decrease, therefore, was much more likely induced by the territory density increase in the early season than by an overall loss of site suitability towards the late period.

Increases in Sky Lark territory density for both measures in the early season were remarkable compared with those previously reported by other authors (MORRIS et al. 2007, FISCHER et al. 2009, CIMIOTTI et al. 2011) and are consistent for all crops involved. This was possibly due to effects on landscape scale, especially the lack of spring-sown cereals in the region under study (compare with TEUNISSEN et al. 2010) and the vast fields with winter cereals and winter oilseed rape. Because Sky Larks tend to select the best available habitat, they may have preferred to colonize the test fields, even though they were only slightly improved compared to surrounding areas.

Fields with oilseed rape are commonly almost free of Sky Larks, especially in the late breeding season, due to rapid growth and density of the crop (TOEPFER & STUBBE 2001, MIGUET et al. 2013). Therefore, it was expected that the Sky Lark plots in oilseed rape, which were about twice as large as in winter cereals, could have considerable effects. Although the territory density at test plots was three times

higher than on control fields, it was still lower than in winter cereals. The seasonal decrease in winter oilseed rape was about twice as high as in winter cereals. Given our results, oilseed rape seems to be less attractive than winter cereals for Sky Larks, even when improved by large Sky Lark plots.

The use of additional tramlines instead of double-spaced rows led to remarkably better results, because the tramlines remained open and thus ensured access to the ground for the whole breeding season. Sky Lark territory densities on test fields with additional tramlines were comparable to those with Sky Lark plots in both periods. The seasonal decrease was much less marked than for Sky Lark plots, so additional tramlines are a promising alternative to Sky Lark plots for winter cereals. However, considering that the additional tramlines cover about seven times as much area as the Sky Lark plots, the latter is a more efficient method from an agronomic perspective. The tramlines take more land out of production and create larger areas potentially filled by pernicious weeds (e.g. Blackgrass *Alopecurus myosuroides*). Further studies are needed to examine predation risks. We postulate that the predation risk with additional tramlines is lower than along standard tramlines on normal fields. The additional ones end within the field, which isolate them from the field margin, and they are present in much greater numbers, which should also dilute predation risk.

To apply the measures within an agri-environmental programme, they should be easy to implement and farmers should accept them. The practicability of management schemes is generally very important to establish them to a population-influencing extent, especially for such a wide-ranging and, despite of the declines, abundant species like the Sky Lark. We found that additional tramlines were much easier to create than Sky Lark plots, and management mistakes occurred less often, whereas Sky Lark plots were found surprisingly challenging. One main reason for this was the arrangement of the Sky Lark plots within the fields. During the process of sowing there are no landmarks, so it is quite difficult for the tractor driver to adhere to the target of two plots per hectare. Another reason was the fact, that most of the machinery used drill crops had a computer controlled programme for tramlines, but no programme to arrange Sky Lark plots. Given the technological capabilities of the modern farm machineries, it should be technically possible to implement such programmes in the near future.

Despite low acceptance rates of Sky Lark plots within the English agri-environmental programme (DAVEY et al. 2010, CLOTHIER 2013), we found both measures were well-accepted. This could be due to the project character, where project workers went to the farmers and advised them actively where and how they should implement the measures. Furthermore, the contracting was much easier than the normal procedure of applying for agricultural subsidies. While guidance of farmers could be important, it may not be applicable at large scales. At least information and instruction of farmers should become more focused on environmental issues and solutions. Farmers activated in this way should find appropriate measures in the agri-environmental programmes, like Sky Lark plots or additional tramlines, which are easy to implement and working well for the target species. Both schemes improve large fields for the Sky Lark and, if widely adopted, have the potential to increase the Sky Lark population decisively.

6.5 Conclusion

Sky Lark plots are a promising feature to increase Sky Lark territory densities in winter crops. Additional tramlines are a good alternative. Both measures are easy to implement. If widely adopted, there is a great potential for slowing down the decline of the Sky Lark in intensively managed agricultural landscapes of central Europe.

Acknowledgements

We thank the farmers, who implemented the measures on their land, and the mappers, who contributed by their field work. We thank A. Schmitz-Ornés, T. Morris and one anonymous reviewer for their invaluable comments improving the quality of our manuscript.

Funding

The preparation of this paper was funded under the number NE2012/332 within the ‘Saxon Rural Development Programme 2007-2013’ by the European Union and the Free State of Saxony represented by the Saxon State Ministry of the Environment and Agriculture.

References

- Balmer DE, Gillings S, Caffrey BJ, Swann RL, Downie IS & Fuller RJ (2013): Bird Atlas 2007-11 – the breeding and wintering birds of Britain and Ireland. BTO Books, Thetford, UK.
- Bani L, Massimino D, Orioli V, Bottoni L & Massa R (2009): Assessment of population trends of common breeding birds in Lombardy, Northern Italy, 1992-2007. *Ethol. Ecol. Evol.* 21: 27-44.
- Bartoń K (2015): Package ‘MuMIn’ – Multi-model Inference. Version 1.15.1, July 3, 2015. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (27.04.2016).
- Bates D, Mächler M, Bolker BM & Walker SC (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67: 1-48.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA & Mustoe S (2000): Bird Census Techniques. Academic Press, London, UK.
- BirdLife International (ed.) (2004): Birds in Europe – Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series 12, Cambridge, UK.
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH & White JSS (2009): Generalized linear mixed models – a practical guide for ecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24: 127-135.
- BTO [British Trust for Ornithology] (ed.) (2016): Breeding Status Codes. <http://www.bto.org/sites/default/files/u36/downloads/breedingcodes.pdf> (07.04.2016).
- Burnham KP & Anderson DR (2002): Model selection and multimodel inference – a practical information-theoretic approach. 2nd ed., Springer, New York, NY, USA.
- Cade BS (2015): Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecol.* 96: 2370-2382.
- Chamberlain DE, Wilson AM, Browne SJ & Vickery JA (1999): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856-870.
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RGH, Duckworth JC & Shrubbs M (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771-788.
- Cimiotti D & Joest R (2009): Die Feldlerche. Vom Charaktervogel zum Sorgenkind. In: Sudfeldt C, Dröschmeister R, Flade M, Grüneberg C, Mitschke A, Schwarz J & Wahl J (eds.): Vögel in Deutschland 2009, 30-31. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Steckby, Germany. (in German).

- Cimiotti D, Hötker H, Schöne F & Pingen S (2011): Projekt „1000 Äcker für die Feldlerche“ des Naturschutzbundes Deutschland in Kooperation mit dem Deutschen Bauernverband – Abschlussbericht – Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen; NABU-Bundesverband, Berlin; Deutscher Bauernverband, Berlin, Germany. (in German).
https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/feldlerche/feldlerchenprojekt_abschlussbericht.pdf (04.09.2012).
- Clothier L (2013): Campaign for the farmed environment – entry level stewardship option uptake. Defra Agricultural Change and Environment Observatory Research Report 32.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/183937/defra-stats-foodfarm-environ-obs-research-setaside-farmenviroment-ELSinCFEjan13-130214.pdf (11.07.2016).
- Cook SK, Morris AJ, Bradbury A, Henderson IG, Smith BM, Holland JM, Jones NE, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ & Harris SJ (2007): Assessing the integrated effects of crop and margin management. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (eds.): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 524-635.
- Davey CM, Vickery JA, Boatman ND, Chamberlain DE, Parry HR & Siriwardena GM (2010): Assessing the impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. *Ibis* 152: 459-474.
- Delius JD (1965): A population study of Skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* 107: 466-492.
- Dillon IA, Morris AJ, Bailey CM & Uney G (2009): Assessing the vegetation response to differing establishment methods of Skylark Plots in winter wheat at Grange Farm, Cambridgeshire, England. *Conserv. Evid.* 6: 89-97.
- DOF [Dansk Ornitologisk Forening] (ed.) 2016: Sanglærke (*Alauda arvensis*), Bestandsudvikling 1976-2014. (in Danish). <http://www.dofbasen.dk/ART/art.php?art=09760> (06.04.2016).
- Donald PF (2004): The Skylark. Poyser, London, UK.
- Donald PF & Morris AJ (2005): Saving the Sky Lark – new solutions for a declining farmland bird. *Brit. Birds* 98: 570-578.
- Donald PF, Evans AD, Buckingham DL, Muirhead LB & Wilson JD (2001a): Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48: 271-278.
- Donald PF, Green RE & Heath MF (2001b): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 268: 25-29.
- Donald PF, Evans AD, Muirhead LB, Buckingham DL, Kirby WB & Schmitt SIA (2002): Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144: 652-664.
- EBCC [European Bird Census Council] (ed.) (2016): Trends of Common Birds in Europe, 2015 update. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587> (06.04.2016).
- Eraud C & Boutin JM (2002): Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49: 287-296.
- Fischer J, Jenny M & Jenni L (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. *Bird Study* 56: 34-42.

- Fox J & Monette G (1992): Generalized collinearity diagnostics. *J. Am. Stat. Assoc.* 87: 178-183.
- Fox J & Weisberg S (2011): *An R Companion to Applied Regression*. 2nd ed., Sage, Los Angeles, CA, USA.
- Grüneberg C, Sudmann SR, Weiss J, Jöbges M, König H, Laske V, Schmitz M & Skibbe A (2013): Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. NWO & LANUV, Münster, Germany. (in German).
- Hayhow DB, Bond AL, Eaton MA, Grice PV, Hall C, Hall J, Harris SJ, Hearn RD, Holt CA, Noble DG, Stroud DA & Wotton S (2015): The state of UK's birds 2015. RSPB, BTO, WWT, JNCC, NE, NIEA, NRW and SNH, Sandy, UK.
- IP-SUISSE & Schweizerische Vogelwarte Sempach (eds.) (2007): Massnahmen der IP-SUISSE zur Förderung der Artenvielfalt im Getreide – Technische Ausführung, Version 2007. Sempach, Switzerland. (in German).
- Miguet P, Gaucherel C & Bretagnolle V (2013): Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation. *Ecol. Model.* 266: 10-18.
- Morris AJ (2005): The value of the sugar beet crop for birds and the farm environment – Report B – within-crop management (unplanted plots). British Beet Research Organisation Project 03/13, Final Report, Peterborough, UK.
- Morris AJ & Gilroy JJ (2008): Close to the edge – predation risks for two declining farmland passerines. *Ibis* 150 Suppl. 1: 168-177.
- Morris AJ, Holland JM, Smith B & Jones NE (2004): Sustainable Arable Farming For an Improved Environment (SAFFIE) – managing winter wheat sward structure for skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* 146: 155-162.
- Morris AJ, Smith B, Jones NE & Cook SK (2007): Manipulate within crop agronomy to increase biodiversity – Crop architecture. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipple J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (eds.): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 21-107.
- Odderskær P, Prang A, Poulsen JG, Andersen PN & Elmegaard N (1997): Skylark (*Alauda arvensis*) utilization of micro-habitats in spring barley fields. *Agr. Ecosyst. Environ.* 62: 21-29.
- Pätzold R, Höser N, Saemann D & Steffens R (1998): Feldlerche – *Alauda arvensis* L., 1758. In: Steffens R, Saemann D & Größler K (eds.): *Die Vogelwelt Sachsens*, 290-291. Fischer, Jena, Germany. (in German).
- R Core Team (2015): R – a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org> (15.02.2016).
- de Rosario-Martínez H (2015): Package 'phia' – Post-Hoc Interaction Analysis. Version 0.2-1, November 7, 2015. <https://CRAN.R-project.org/package=phia> (11.08.2016).
- Russ JS (2011): *The image processing handbook*. 6th ed., CRC, Boca Raton, FL, USA.
- Sächs. LfULG [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (ed.) (2011): *Vogelschutz in großflächigen Landwirtschaftsbetrieben – Monitoring der Auswirkungen von Vogelschutz-Maßnahmen auf Vogelvorkommen und das Nahrungs- und Habitatangebot in einem Agrarbetrieb – Abschlussbericht*. Schriftenreihe des LfULG 25/2011, Dresden. (in German). <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15030/documents/18041> (27.04.2016).

- Schläpfer A (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. Ornithol. Beob. 85: 309-371. (in German).
- Schmidt JU, Dämmig M, Eilers A & Nachtigall W (2015): Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen 2009-2013 – Zusammenfassender Ergebnisbericht. Schriftenreihe des LfULG 4/2015, Dresden. (in German).
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23882/documents/33794> (27.04.2016).
- Schön M (1999): Zur Bedeutung von Kleinstrukturen im Ackerland – Bevorzugt die Feldlerche (*Alauda arvensis*) Störstellen mit Kümmerwuchs? J. Ornithol. 140: 87-91. (in German).
- Schön M (2011): Long-lived sustainable microhabitat structures in arable ecosystems, and Skylarks (*Alauda arvensis*). J. Nat. Conserv. 19: 143-147.
- Smith B, Holland J, Jones N, Moreby S, Morris AJ & Southway S (2009): Enhancing invertebrate food resources for skylarks in cereal ecosystems – how useful are in-crop agri-environment scheme management options? J. Appl. Ecol. 46: 692-702.
- Sovon Vogelonderzoek Nederland (ed.) (2016): Veldleeuwerik – Verspreiding en aantalsontwikkeling. (in Dutch). <http://www.sovon.nl/nl/soort/9760> (06.04.2016).
- Statistisches Bundesamt (ed.) (2015): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Landwirtschaftliche Bodennutzung – Anbau auf dem Ackerland – 2015 (Vorbericht). Fachserie 3, Reihe 3.1.2. Wiesbaden, Germany. (in German).
http://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/AnbauAckerlandVorbericht2030312158004.pdf?__blob=publicationFile (27.04.2016).
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (ed.) (2015): Anbau auf dem Ackerland 2014 und 2015 nach Fruchtarten. Kamenz, Germany. (in German).
http://www.statistik.sachsen.de/download/050_W-Land-Forstwirt/BO_endg_2015.pdf (21.04.2016).
- Steffens R, Nachtigall W, Rau S, Trapp H & Ulbricht J (2013): Brutvögel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Germany. (in German).
- Stöckli S, Jenny M & Spaar R (2006): Eignung von landwirtschaftlichen Kulturen und Mikrohabitat-Strukturen für brütende Feldlerchen *Alauda arvensis* in einem intensiv bewirtschafteten Ackerbaugbiet. Ornithol. Beob. 103: 145-158. (in German).
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C (eds.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. LAG VSW & DDA, Radolfzell, Germany. (in German).
- Teunissen W, Koks BJ, Kragten S, van't Hoff J, Arisz J, Ottens HJ & Roodbergen M (2010): Conservation measures for breeding Skylarks on arable land in the Netherlands. BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds 3 – delivering solutions in an uncertain world.
<http://www.bou.org.uk/bouproc-net/lfb3/teunissen-etal.pdf> (29.04.2016).
- Toepfer S & Stubbe M (2001): Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. J. Ornithol. 142: 184-194.
- Wilson JD, Evans J, Browne SJ & King JR (1997): Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. J. Appl. Ecol. 34: 1462-1478.

Wilson JD, Whittingham MJ & Bradbury RD (2005): The management of crop structure – a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds. *Ibis* 147: 453-463.

Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA & Smith GM (2009): *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, NY, USA.

Online Supplementary Material

Tab. 30: Detailed studies of Skylark plots and wide-spaced rows

Country	Scheme	Crops	Years	Total number of studied sites	Reference
Denmark	Skylark plots	spring barley	1990-93	5	ODDERSKÆR et al. 1997
U.K. (England)	Skylark plots, wide-spaced rows	winter wheat	2002/03	20 (ten each year)	MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005
U.K. (England)	Skylark plots	sugar beet	2003/04	20	MORRIS 2005
U.K. (England)	Skylark plots combined with field margins	winter wheat	2004-06	78 (26 each year)	COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008
Switzerland	Skylark plots	winter wheat	2006	7	FISCHER et al. 2009
Germany	Skylark plots	winter cereals, winter oilseed rape, maize, others	2009-11	85 (winter cereals only)	CIMIOTTI et al. 2011
Germany (Saxony)	Skylark plots	winter wheat, winter barley, winter oilseed rape, spring-sown barley, spring-sown oat	2009/10	4 (2009), 3 (2010)	SÄCHS. LFULG 2011
Netherlands	Skylark plots	winter cereals	2006-08	not given	TEUNISSEN et al. 2010

Tab. 31: Summary of models used in the analysis

Response variable	Data set	Probability distribution	Model type	Link function	Intercept	Fixed predictors											Random effects		
						ALT	AREA	COMPACT	CROP TYPE	PERIOD	SPDENS	TLDENS	TREAT- MENT	VEGC	VEGH	VEGHC	YEAR	TREATMENT* PERIOD	SITE/ FIELD
Skylark plots																			
Territorial individuals (TI)	all plots	Poisson	GLMM	log	x	x	x	x	x	x		x			x	x	x	x	x
	test plots	Poisson	GLMM	log	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
Territory density (log ₁₀ TD)	all plots	Normal	LMM	none	x	x	x	x	x	x		x			x	x	x	x	x
	test plots	Normal	LMM	none	x	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
Additional tramlines																			
Territorial individuals (TI)	all plots	Poisson	GLMM	log	x	x	x	x		x		x			x	x		x	x
	test plots	Poisson	GLMM	log	x	x	x	x		x	x				x	x		x	x
Territory density (log ₁₀ TD)	all plots	Normal	LMM	none	x	x	x	x		x		x			x	x		x	x
	test plots	Normal	LMM	none	x	x	x	x		x	x				x	x		x	x

Tab. 32: Mean estimates of the 95%-confidence model sets of 'Skylark plot models', conditional average (best AICc: AICc of the best model, total n: number of models in the 95%-confidence interval, max ΔAICc: AICc-difference between best and worst models in the 95%-confidence set, n: number of models containing the variable, % n: percentage of models containing the variable, ME: mean estimate, SE: standard error, Adj. SE: adjusted standard error; reference levels for categorical variables are always the smaller values; significance levels were used as follows: *** < .001, ** < .01, * < .05, + < .1)

Response/ Data set	best AICc	total n	max ΔAICc	ALT							AREA						COMPACT							
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p
Territorial individuals																								
All plots	1136.97	44	5.69	17	38.6	0.11	0.14	0.14	0.79	0.430	44	100.0	0.22	0.05	0.05	4.38	0.000 ***	22	50.0	-0.04	0.04	0.04	1.04	0.300
Test plots	608.69	146	8.00	59	40.4	-0.02	0.15	0.15	0.15	0.879	74	50.7	0.17	0.11	0.11	1.56	0.119	69	47.3	0.13	0.11	0.11	1.17	0.241
Territory density																								
All plots	61.30	7	7.12	0	0.0	-	-	-	-	-	1	14.3	-0.03	0.04	0.04	0.88	0.380	1	14.3	0.01	0.03	0.03	0.37	0.713
Test plots	54.91	22	7.54	0	0.0	-	-	-	-	-	5	22.7	-0.07	0.09	0.09	0.80	0.424	4	18.2	0.06	0.07	0.08	0.73	0.466

Tab. 32 continued

Response/ Data set	best AICc	total n	max ΔAICc	CROPTYPE							PERIOD						SPDENS							
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p
Territorial individuals																								
All plots	1136.97	44	5.69	19	43.2	0.09	0.06	0.06	1.50	0.135	44	100.0	-0.23	0.04	0.04	5.70	0.000 ***	-	-	-	-	-	-	-
Test plots	608.69	146	8.00	95	65.1	0.21	0.09	0.09	2.30	0.022 *	146	100.0	-0.19	0.05	0.05	3.98	0.000 ***	83	56.8	0.20	0.12	0.12	1.65	0.100 +
Territory density																								
All plots	61.30	7	7.12	5	71.4	0.17	0.04	0.04	3.95	0.000 ***	7	100.0	-0.22	0.03	0.03	7.11	0.000 ***	-	-	-	-	-	-	-
Test plots	54.91	22	7.54	13	59.1	0.20	0.07	0.07	3.02	0.003 **	22	100.0	-0.22	0.05	0.05	4.32	0.000 ***	9	40.9	0.16	0.07	0.08	2.08	0.038 *

Tab. 32 continued

Response/ Data set	best AICc	total n	max ΔAICc	TREATMENT							VEGC						VEGH							
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p
Territorial individuals																								
All plots	1136.97	44	5.69	44	100.0	0.18	0.04	0.04	4.78	0.000 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Test plots	608.69	146	8.00	-	-	-	-	-	-	-	54	37.0	0.01	0.05	0.05	0.10	0.922	56	38.4	0.00	0.06	0.06	0.01	0.994
Territory density																								
All plots	61.30	7	7.12	7	100.0	0.15	0.03	0.03	5.14	0.000 ***	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Test plots	54.91	22	7.54	-	-	-	-	-	-	-	7	31.8	0.10	0.06	0.06	1.56	0.120	5	22.7	0.03	0.07	0.07	0.49	0.625

Tab. 32 continued

<i>Response/</i> Data set	best AICc	total n	max Δ AICc	VEGHC							YEAR 2012						YEAR 2013								
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	
<i>Territorial individuals</i>																									
All plots	1136.97	44	5.69	24	54.5	-0.05	0.03	0.03	1.74	0.083	+	12	27.3	0.04	0.07	0.07	0.64	0.52	12	27.3	0.05	0.06	0.06	0.78	0.44
Test plots	608.69	146	8.00	-	-	-	-	-	-	-	-	45	30.8	-0.1	0.11	0.11	0.48	0.63	45	30.8	-0	0.1	0.1	0.01	0.99
<i>Territory density</i>																									
All plots	61.30	7	7.12	5	71.4	-0.09	0.03	0.03	2.88	0.004	**	0	0.0	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-
Test plots	54.91	22	7.54	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-

Tab. 32 continued

<i>Response/</i> Data set	best AICc	total n	max Δ AICc	TREATMENT*PERIOD						
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p
<i>Territorial individuals</i>										
All plots	1136.97	44	5.69	21	47.7	0.04	0.03	0.03	1.32	0.188
Test plots	608.69	146	8.00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Territory density</i>										
All plots	61.30	7	7.12	1	14.3	-0.02	0.03	0.03	0.84	0.400
Test plots	54.91	22	7.54	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 33: Mean estimates of the 95%-confidence model sets of 'additional tramline models', conditional average (best AICc: AICc of the best model, total n: number of models in the 95%-confidence interval, max ΔAICc: AICc-difference between best and worst models in the 95%-confidence set, n: number of models containing the variable, % n: percentage of models containing the variable, ME: mean estimate, SE: standard error, Adj. SE: adjusted standard error; reference levels for categorical variables are always the smaller values; significance levels were used as follows: *** < .001, ** < .01, * < .05, + < .1)

Response/ Data set	best AICc	total n	max ΔAICc	ALT							AREA						COMPACT										
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p			
Territorial individuals																											
All plots	526.05	7	5.28	5	71.4	0.17	0.07	0.07	2.56	0.010	*	7	100.0	0.18	0.06	0.06	2.92	0.003	**	7	100.0	-0.20	0.06	0.06	3.52	0.000	***
Test plots	279.31	42	6.12	25	59.5	0.24	0.10	0.10	2.37	0.018	*	22	52.4	0.20	0.14	0.14	1.37	0.171		22	52.4	-0.19	0.10	0.10	1.90	0.058	+
Territory density																											
All plots	18.28	8	5.55	0	0.0	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-	-	3	37.5	-0.12	0.04	0.04	2.84	0.004	**
Test plots	14.89	5	4.59	0	0.0	-	-	-	-	-	-	1	20.0	-0.08	0.08	0.09	0.93	0.350		1	20.0	-0.14	0.07	0.07	1.93	0.053	+

Tab. 33 continued

Response/ Data set	best AICc	total n	max ΔAICc	PERIOD							TLDENS						TREATMENT										
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p			
Territorial individuals																											
All plots	526.05	7	5.28	6	85.7	-0.11	0.04	0.04	2.57	0.010	*	-	-	-	-	-	-	-	-	7	100.0	0.26	0.06	0.06	4.56	0.000	***
Test plots	279.31	42	6.12	19	45.2	-0.07	0.06	0.06	1.11	0.267		18	42.9	-0.12	0.17	0.17	0.68	0.494									
Territory density																											
All plots	18.28	8	5.55	5	62.5	-0.09	0.03	0.03	2.56	0.010	*	-	-	-	-	-	-	-	-	6	75.0	0.14	0.04	0.04	3.42	0.001	***
Test plots	14.89	5	4.59	1	20.0	-0.07	0.05	0.05	1.34	0.181		1	20.0	-0.12	0.07	0.08	1.51	0.131		-	-	-	-	-	-	-	-

Tab. 33 continued

Response/ Data set	best AICc	total n	max ΔAICc	YEAR 2011							YEAR 2012						YEAR 2013										
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p	n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p			
Territorial individuals																											
All plots	526.05	7	5.28	3	42.9	0.10	0.05	0.05	1.87	0.062	+	3	42.9	-0.06	0.06	0.06	1.06	0.289		3	42.9	0.09	0.05	0.05	1.70	0.089	+
Test plots	279.31	42	6.12	14	33.3	0.04	0.08	0.08	0.53	0.597		14	33.3	-0.14	0.10	0.10	1.38	0.168		14	33.3	0.07	0.08	0.08	0.87	0.387	
Territory density																											
All plots	18.28	8	5.55	0	0.0	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-	-
Test plots	14.89	5	4.59	0	0.0	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-	-	0	0.0	-	-	-	-	-	-

Tab. 33 continued

<i>Response/</i> Data set	best AICc	total n	max Δ AICc	TREATMENT*PERIOD						
				n	% n	ME	SE	Adj. SE	z	p
<i>Territorial individuals</i>										
All plots	526.05	7	5.28	3	42.9	0.05	0.04	0.04	1.22	0.224
Test plots	279.31	42	6.12	-	-	-	-	-	-	-
<i>Territory density</i>										
All plots	18.28	8	5.55	2	25.0	0.02	0.03	0.04	0.58	0.560
Test plots	14.89	5	4.59	-	-	-	-	-	-	-

*„Lapwing plots at damp sites are a promising AES for
lapwing conservation in industrialised agricultural
landscapes in Central Europe.”*

(SCHMIDT et al. 2017b: 66)

7 Studie 2 – Kiebitzinseln

Originaltitel der Publikation: Factors influencing the success of within-field AES fallow plots as key sites for the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in an industrialised agricultural landscape of Central Europe

Autoren: Jan-Uwe Schmidt, Alexander Eilers, Madlen Schimkat, Jonas Krause-Heiber, Andreas Timm, Stefan Siegel, Winfried Nachtigall & Arno Kleber

erschienen in: Journal for Nature Conservation 35: 66-76

eingereicht am: 28.04.2016

angenommen am: 01.12.2016

Link: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.12.001>

Abstract

Unsown fallow plots, commonly referred to as 'lapwing plots', are widely promoted within the English agri-environmental programme, but remain unstudied outside of England. We tested Lapwing plots in an industrialised agricultural landscape in Central Europe from 2010 to 2015. Lapwings (*Vanellus vanellus*) and other birds as well as plant species were mapped. Factors influencing the success of the plots were modelled to obtain information on how to design a well-working agri-environment scheme (AES).

Lapwings were present at 65 % of the 61 lapwing plots studied, whereas colonisation of untreated control sites was significantly lower (37 %). 64 lapwing pairs bred at 26 lapwing plots, but only 18 pairs at nine untreated sites. Hatching success was significantly higher than without treatment (24 pairs at 11 lapwing plots vs. 3 pairs at 2 control sites). Other species which benefitted from the measures were Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) and Yellow Wagtail (*Motacilla flava*).

The modelling of key factors showed that a successful lapwing plot should be: (1) large (at least about 2 ha); (2) located at a traditional breeding site; (3) sparsely vegetated; and, (4) equipped with a shallow pool of water. Placing them in winter cereals improved hatching success.

Lapwing plots at damp sites are a promising AES for lapwing conservation in industrialised agricultural landscapes in Central Europe.

7.1 Introduction

Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*) populations have declined rapidly during the last decades, e.g. Europe 1980-2013 -55 % (EBCC 2015), Germany 1990-2009 >3 % per year (SUDFELDT et al. 2013) and Saxony 1980-2005 -80 % (STEFFENS et al. 2013). Some major factors were: (1) drainage of wet meadows or damp areas within fields (e.g. WILSON et al. 2004); (2) decrease of cultivation of suitable crops, e.g. spring cereals, and increase of less suitable crops, e.g. winter cereals, winter oilseed rape (e.g. SHRUBB & LACK 1991, WILSON et al. 2001; but see MILSOM 2005); (3) destruction of clutches (e.g. BEINTEMA & MÜSKENS 1987, BERG et al. 1992); and, (4) predation (e.g. BELLEBAUM & BOCK 2009, ROODBERGEN et al. 2012).

In response to the decline, agri-environment schemes (AES) were developed to save the lapwing (SHELDON et al. 2005, 2007, NATURAL ENGLAND 2013). Unsown, tilled plots, commonly referred to as 'lapwing plots', were found well-accepted by lapwings for breeding (CHAMBERLAIN et al. 2009, MACDONALD et al. 2012), especially when equipped with plenty of bare ground and placed away from vertical features (CHAMBERLAIN et al. 2009). Additional benefits for birds and other species groups were found (MACDONALD et al. 2012). Other factors probably influencing the success of lapwing plots remained unstudied, e.g. the presence of water puddles, the site tradition and, in particular, the appropriate size of the plots. Furthermore, despite its wide adoption in England, detailed studies for continental Europe are lacking.

In Central Europe apart from coastal areas the lapwing mainly breeds on arable land (e.g. BOLLMEIER 1992, GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005, KUBELKA et al. 2012, STEFFENS et al. 2013), where bare ground is the preferred breeding habitat, offering good views for the species' anti-predator strategies (SHRUBB 2007). Bare ground occurs mainly at fields with spring cereals (usually already sown at the beginning of the breeding season), at fields with late-sown summer crops (ploughed during the breeding season) and at damp areas within winter crops. With the decline of spring cereals and the shift towards dense winter crops lapwings became focused on the two other habitats, especially the vast maize fields. However, despite large efforts to protect the nests, many clutches remain undetected and are destroyed by subsequent tillage operations. Hence, damp areas within winter crops are now one of the most important breeding sites. However, many of them are relatively small features in relation to the many large bare fields prepared for maize. Furthermore, farmers usually build drainage systems to keep the damp sites dry. Thus, an attractive AES for damp areas could be an alternative to the drainage of those sites. It should be designed well to attract lapwings to settle there and provide habitat for breeding and hatching to keep them away from fields for late summer crops.

We adapted the English lapwing plots (CHAMBERLAIN et al. 2009) and studied the factors that influenced their success. They were tested in Saxony, SE Germany, from 2010 to 2015, as part of a project targeted on development of AES for ground-breeding farmland birds (SCHMIDT et al. 2015). The project had a cooperative approach, integrating the species' requirements and the farmer's needs, to make the measures effective and feasible, and thus, hopefully, widely accepted in the future (BATÁRY et al. 2015). One main issue in this context was to find an appropriate size of the lapwing plots that works well for the lapwing and is not too large to be accepted by as many farmers as possible. The final goal was to find a set of parameters which describe a well-working lapwing plot for AES programmes.

We hypothesised that (1) lapwings would prefer the lapwing plots over untreated control sites because of their better suitability (e.g. larger area, less vegetation); (2) The hatching/breeding success would be higher than at untreated sites, because lapwings are able to detect predators earlier; (3) According to general habitat requirements, we expected that large, bare, wet plots at traditional breeding sites, away from vertical features would be the most-accepted; and, (4) According to previous studies, we expected benefits for other species, e.g. Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*).

7.2 Material & methods

7.2.1 Study area

Saxony is a federal state of Germany, located in Central Europe within the transition zone between maritime and continental climate (Cfb/Dfb after Köppen). The agricultural land use is intense and uses large fields. Almost half of the arable land is cropped with winter cereals and about another third is used for oilseed rape and maize, whereas the cropping of spring cereals has decreased substantially (2015 only ca. 5 %, mainly in the uplands) (STATISTISCHES BUNDESAMT 2015).

7.2.2 Measure

61 lapwing plots and 61 untreated control plots were studied from 2010 to 2015 at sites apart from the uplands, at altitudes between 90 and 324 m asl ($\bar{x} = 172 \pm 30$ m) (Fig. 40). Because the lapwing is a rare, 'critically endangered' species in Saxony (400-800 pairs, STEFFENS et al. 2013), all sites were within core areas of remaining local populations. Sites were chosen according to the occurrence of lapwings on-site or nearby in the past, and the willingness of the farmer to implement the measure. 15 farmers decided to test the measure. They were contracted and adequately compensated with 750 Euro per hectare lapwing plot.

The farmers created the lapwing plots using various techniques of soil disturbance in autumn to create fallow plots largely free of vegetation. The plots were left as annual fallows for the whole breeding period until July 15. Pesticides, growth regulators, fertilisers, manures, etc. were prohibited (SCHMIDT et al. 2015; an English translation of the original measure description is part of the [suppl. materials](#)). The project workers gave advice to the farmers, where the lapwing plots should be established (e.g. not at forest edges or beneath an overhead power line), which size would be appropriate and how the objectives could be put into practice.

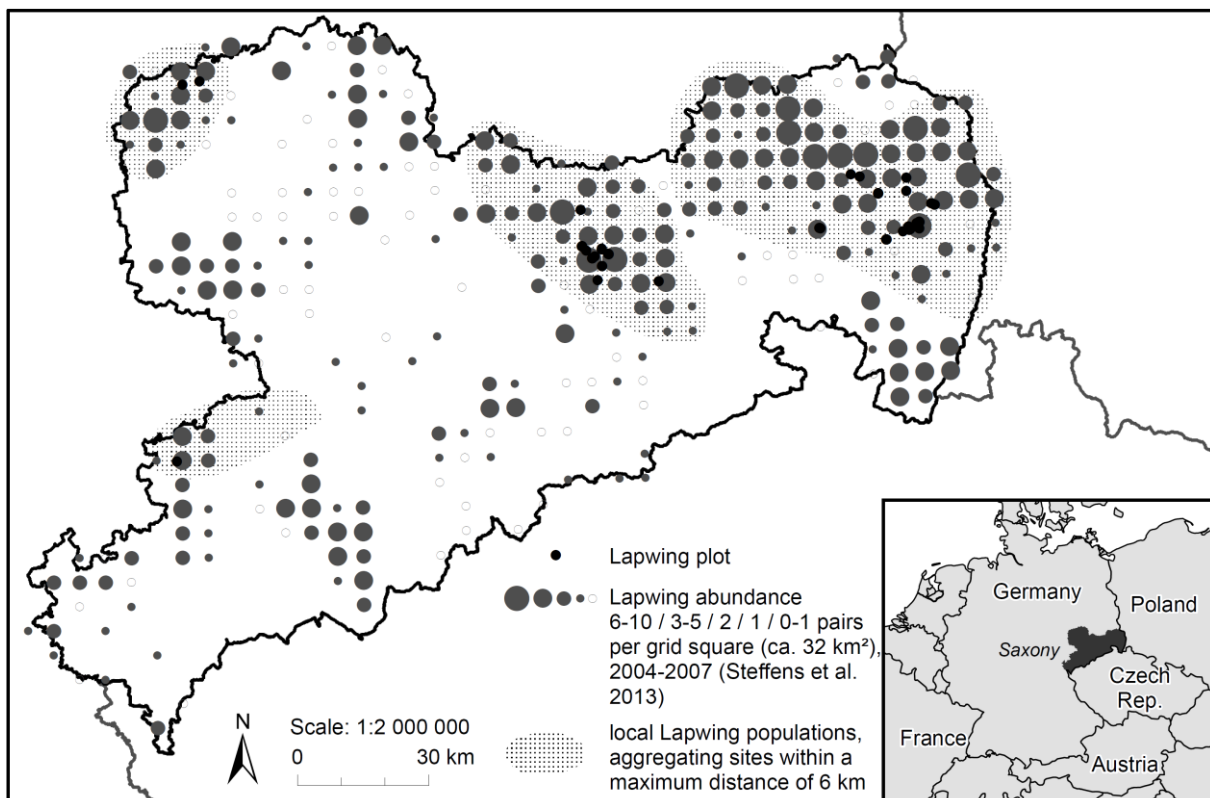


Fig. 40: Study sites, lapwing abundance (STEFFENS et al. 2013), and the four local populations (Eilers & Schmidt, unpubl. data), where plots were established

The sites for control plots were selected out of a set of locations that had the potential to work as lapwing breeding sites, e.g. because lapwings were known to have bred there in former years. The control plots were rectangular-shaped parts of conventionally-managed fields where damp areas were present or have occurred in the past, where lapwings had actually bred or could breed. They were tilled with crops, and agrochemicals were applied as normal. The control plots were located within 3 km distance from the lapwing plot and had the same crop type. The distance of 3 km was chosen to account for the species' breeding-site fidelity (see e.g. HEIM 1962, 1978, KRAAK et al. 1940, ONNEN 1989, THOMPSON et al. 1994) and to make environmental factors comparable, e.g. weather, vegetation growth, etc.

The study sites were located within the fields, shielded by the surrounding crop, which was winter cereals (49 sites) and winter oilseed rape (12 sites). The mean area of the lapwing plots was 1.80 ± 0.84 ha, the control plots were 1.88 ± 0.85 ha in size.

7.2.3 Data collection

Lapwings were systematically mapped from March 1 until June 30 by volunteers and professionals, at least twice a month with a minimum interval of seven days. Breeding status codes were used according to SÜDBECK et al. (2005) (Tab. 40 in [suppl. mat.](#)). Hatching success was stated when at least one chick hatched, adults were recorded with agitated behaviour or small egg shell fragments were found in the nest (BERG et al. 1992, SHELDON et al. 2007). Fledging of young was strongly underrecorded, because most of the families could not be recorded again soon after hatching. Mostly it remained unknown whether this was due to predation of the chicks or because the adults lead the chicks away to better feeding grounds. Observation conditions at the plots within tall crops were also challenging, especially for the volunteers. Therefore, fledging success had to be excluded from the analyses.

Additionally, all other bird species using the plots e.g. for foraging, breeding or resting on migration, were recorded for 57 lapwing plots and 24 control plots. This was carried out in the same way as described above for lapwings. Appropriate breeding status codes were given (SÜDBECK et al. 2005). Plant species were mapped at 26 lapwing plots during the years 2010-2012.

Characteristics of lapwing plots and control plots were also documented, e.g. presence of puddles, height and density of the plot vegetation as well as the surrounding crop. Vegetation/crop height was measured in cm using a folding metre stick at one representative point per plot. Vegetation/crop cover was estimated by using categories (0 %, >0-25%, >25-50 %, >50-75 %, >75-90 %, >90 %). Measurements of the surrounding crop were taken in the same way at one point close (<5 m) to the plot. The area of the lapwing plots was obtained by GPS.

7.2.4 Data processing for statistical modelling

Generalised linear mixed models (GLMM) are powerful tools to analyse ecological data (ZUUR et al. 2009). They are able to handle multifactorial designs as well as non-normally distributed responses, both common in ecological studies. Additionally, random factors, e.g. regarding for temporal or spatial correlation, can be included.

We used GLMMs to reveal the key influences of lapwing's plot usage and the framework conditions of an 'optimal' lapwing plot. A set of 23 variables (7 response variables, 13 fixed predictors, 3 random variables) was included into statistical modelling. All variables are listed and explained in detail in [Tab. 34](#) and marked in the text by bold characters.

Tab. 34: Description of variables used for modelling (¹for continuous variables only)

Label	Variable	Type	Values (Min...Mean \pm SD ¹ ...Max)
response variables			
LW_PRES	lapwings present	binary	0: no; 1: yes
LW_DISPL	lapwing display recorded	binary	0: no; 1: yes
LW_TERR	lapwing territory recorded	binary	0: no; 1: yes
LW_BREED	lapwing breeding recorded	binary	0: no; 1: yes
LW_HATCH	lapwing hatching success recorded: chicks seen OR distinct behaviour of adults after ca. 4 weeks of breeding	binary	0: no; 1: yes
LW_BP	mean number of lapwing breeding pairs	discrete	0...6
LW_BPHAT	mean number of lapwing breeding pairs with hatching success	discrete	0...6
fixed predictors			
AGE	site history: number of previous years (since 2009) in which a lapwing plot was present; the year before counts double	discrete	0...6
AREA	plot area (ha)	continuous	0.30...1.84 \pm 0.84...4.56
COMPACT	compactness of the plot (form factor = $4\pi \cdot \text{area} / \text{perimeter}^2$ (Russ 2011))	continuous	0.15...0.67 \pm 0.15...0.86
CONTRAST	contrast between the plot and the surrounding crop, defined by the difference in the vegetation and crop density classes around April 1	binary	0: no contrast (plot vegetation density equal or higher than crop density) or medium contrast (plot vegetation density one class lower than crop density); 1: sharp contrast (plot vegetation density more than one class lower than crop density)
CROPH_4/ CROPH_5	crop height (cm) around April 1 (16.03.- 15.04.)/May 1 (16.04.-15.05.)	continuous	2...16 \pm 10...60/15...62 \pm 26...130
CROPTYPE	type of crop	binary	0: winter oilseed rape; 1: winter cereals
PLOTTYPE	type of plot	binary	0: control plot; 1: lapwing plot
POOL	presence of a shallow pool of open water at least at one visit between 16.03. and 15.04.	binary	0: no; 1: yes
TRAD	site tradition: number of five previous years in which lapwings were recorded during the core breeding period (01.04.- 31.05.) OR lapwing breeding records; the year before counts double	discrete	0...6
VEGHD_4/ VEGHD_5	presence of short and sparse vegetation around April 1 (16.03.-15.04.)/May 1 (16.04.-15.05.)	binary	0: no; 1: yes (vegetation height \leq 20 cm AND vegetation density \leq 25 %)
VERTICAL	minimum distance between the plot centroid and the closest vertical feature at least 5 m tall	continuous	35...195 \pm 96...485
random effects			
POP	local population (Fig. 40)	categorical	1: East Saxony; 2: Meissen-Dresden; 3: Northwest Saxony; 4: West Saxony
VOLUNT	percentage of visits made by volunteers	continuous	0.00...0.29 \pm 0.38...1.00
YEAR	year, in which the plot was present	discrete	2010...2015

Seven variables expressed the lapwing's use of the plots served as response variables. Five of them were binary presence-absence data: lapwing presence; display; territory; breeding; and, hatching success (LW_PRES, LW_DISPL, LW_TERR, LW_BREED, LW_HATCH). Furthermore, two discrete variables, the number of breeding pairs (LW_BP) and the number of pairs with hatching success (LW_BPHAT), were derived from count data.

Another 11 parameters characterised the plots and served as fixed predictors. Distances from the centroid of the plots to the closest vertical structure with a minimum height of ca. 5 m (e.g. trees, forest edges, pylons) (VERTICAL) were measured using aerial photographs. The compactness of plots (COMPACT) was calculated using the form factor (Russ 2011), where a circle as the perfect compact figure gets the value 1, whereas values of more unfavourable designs tend towards zero, e.g. a square-shaped plot 0.79 or a rectangular-shaped plot 200 m long and 50 m wide receives 0.50. Another two variables (AGE, TRAD) were used to account for the history of the site (see Tab. 34 for details). The visual contrast between the plot and the surrounding crop (CONTRAST) was calculated as the difference of the plot vegetation and crop density classes. Vegetation height and density data were strongly correlated. Therefore, a variable integrating both, accounting for short and sparse vegetation (VEGHD) was created. Furthermore, the type of the surrounding crop (CROPTYPE), its height (CROPH), the area of the plot (AREA), the presence of shallow open water (POOL) and the plot type (PLOTTYPE) were included. The continuous predictor variables were standardised.

Three variables were implemented as random factors to account for spatial and temporal correlation (POP and YEAR) as well as for the potential bias due to the amount of observations made by nonprofessional volunteers (VOLUNT).

As in other field studies, especially those including volunteer work, the field data comprised some missing values. Comparing different models is impossible using such data. Therefore, gaps were filled with the mean for continuous variables or the median for other data.

7.2.5 Statistics

All statistics were conducted using R, Version 3.2.3 (R CORE TEAM 2015).

Differences in lapwing use of lapwing plots and control plots were examined by Fisher's exact tests for the binary variables of lapwing presence, display, territory, breeding and hatching success, respectively. For the number of lapwing pairs and the number of pairs with hatching success, Mann-Whitney U tests were conducted to identify differences of the means, depending on plot type.

To examine the driving factors of lapwing occurrence on lapwing plots and control plots ('all plots dataset'), seven habitat models (one for each response variable) were built using the 'lme4' package (BATES et al. 2015). All 11 fixed predictors described above were included, which in some cases were assumed to account for the ascertained differences in occurrence, as well as the three random factors. While for 'early season models' (targets: presence, display, territory, breeding, number of pairs) vegetation and crop measurements around April 1 were used (VEGHD_4, CROPH_4); while for 'late season models' (hatching success) vegetation and crop data around May 1 were used instead (VEGHD_5, CROPH_5). GLMMs with a logit link were constructed to fit the five binary response variables. The two count data targets were modelled with Poisson GLMMs with log link functions. Regarding the large number of explanatory variables, no interaction terms were included to keep model complexity manageable.

Another set of models was built to examine differences among the 61 lapwing plots ('lapwing plots dataset'). Modelling was performed as described above.

In a third approach we modelled the number of lapwing pairs with hatching success using a subset encompassing only the 21 lapwing plots for which the outcome of the breeding attempts was known, to identify which structural parameters were responsible for hatching success.

The model-fitting followed recommendations by BOLKER et al. (2009) and ZUUR et al. (2009). First, generalised linear models without random effects were fitted and checked graphically for variance homogeneity, outliers and normality of residuals. Correlation plots (ZUUR et al. 2009) and generalised variance inflation factors (GVIF) were calculated using the 'vif' function from the 'car' package (FOX & WEISBERG 2011) to check for multicollinearity (FOX & MONETTE 1992, ZUUR et al. 2009). Variables with Spearman's $r \geq 0.8$ or $GVIF > 5$ were stepwise excluded. Then, full GLMMs were fitted using Laplace approximation. Instead of the 'Nelder-Mead optimiser', which is default for the 'glmer' function, the 'bobyqa optimiser' (POWELL 2009) was used, because of its higher robustness during various tests.

Automated model selection was applied, using the 'dredge' function of the 'MuMIn' package (BARTOÑ 2015), to find a candidate set of models (95 %-confidence set) and reduce model-induced bias by model averaging (BURNHAM & ANDERSON 2002). The models were ranked by their small sample size corrected Akaike information criteria (AICc). To account for wrong averaging induced by undetected multicollinearity within the candidate model set, the mean estimates were standardised based on partial standard deviations (CADE 2015).

Model validation was proceeded by goodness-of-fit tests using the 'gof' function of the 'aods3' package (LESNOFF & LANCELOT 2013) to check for overdispersion in best Poisson GLMMs as well as qq-plots and residuals-vs-fitted plots for all best models (BOLKER et al. 2009, ZUUR et al. 2009) to assess variance homogeneity, residuals normality and variable independence.

7.2.6 Predictions

To identify the effects that could be expected from an ideal lapwing plot regarding the most important factors, predictions were made for the number of breeding pairs using the 95 %-confidence model set with the lapwing plots dataset. A new dataset was established for predictions, including various levels or values for the most important explanatory variables. All other predictors were held constant by taking means for continuous as well as medians for binary or discrete variables, respectively.

7.3 Results

We found that lapwing plots have significant positive effects on the target species. Lapwings preferred them significantly over untreated control plots, first on migration, later also for establishing a territory there (Fig. 41, Tab. 35). Lapwings were recorded at 40 (65 %) lapwing plots, whereas only 23 (38 %) control plots were used.

Breeding was also more likely to occur at lapwing plots compared to control sites (Fig. 41). 64 lapwing pairs bred at 26 out of 61 lapwing plots (43 %), whereas only 18 pairs bred on 9 control plots (15 %) (Tabs. 36 and 37). Hatching success was significantly higher at lapwing plots (24 of 64 pairs at 11 plots, 37.5 %) than on untreated sites (3 of 18 pairs at 2 plots, 16.7 %) (Fig. 41, Tabs. 36 and 37). Chick survival could not be examined in our study due to rapid movement of many lapwing families after hatching. Only four out of 26 lapwing plots with confirmed breeding fledged young were recorded.

Tab. 35: Presence-absence data and p-values of Fisher’s exact tests for lapwing occurrence on lapwing plots and control plots regarding breeding status

Variable	Lapwing plots			Control plots			p
	n	yes	no	n	yes	no	
Presence	61	40	21	61	23	38	0.004
Display	61	32	29	60	10	50	0.000
Territory	61	30	31	60	10	50	0.000
Breeding	61	26	35	60	9	51	0.001
Hatching	56	11	45	58	2	56	0.008

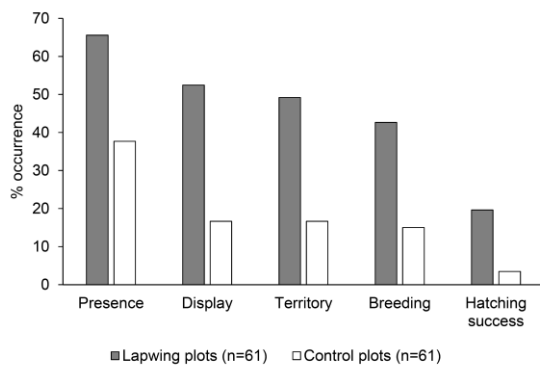


Fig. 41: Percentage occurrence rates of different lapwing activities depending on plot type

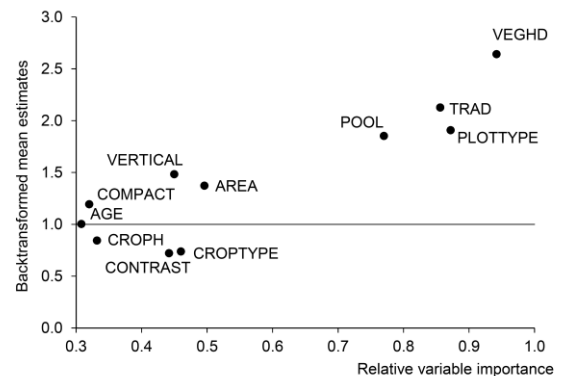


Fig. 42: Factors influencing lapwing’s settling at a specific site (‘all plots dataset’; means of mean estimates of lapwing presence, display, territory, breeding and breeding pairs; reference levels for categorical variables are always the smaller values, e.g. VEGHD represents the effect of category 1, which means short, sparse vegetation [see Tab. 34])

The multi-factorial, generalised linear mixed modelling of influencing factors also identified the plot type (treatment) as important (Fig. 42, Tab. 38). Lapwing presence on lapwing plots was estimated to be 1.76 times as likely as on control plots. The probability that lapwings bred at a specific site was enhanced by the factor 1.90 through providing a lapwing plot. Other important features were short and sparse vegetation (Fig. 43), the presence of a shallow pool of water and site tradition. Only marginal effects were found for plot age, compactness, contrast, crop height, crop type and distance to vertical features.

Modelling only with the lapwing plots data set to reveal differences among lapwing plots identified the plot area as the most important factor (Fig. 44, Tab. 38). The probability that lapwings start to breed was increased by a factor of more than 2.5 with a large size of the lapwing plot. 80 % of the lapwing pairs bred at plots >1.80 ha, whereas only 20 % used smaller ones (Fig. 45). All plots >3 ha were occupied by at least two pairs. The mean area for plots with breeding (n=26) was 2.13 ± 1.02 ha, whereas it was only 1.71 ± 0.50 ha for plots where lapwings were recorded, but did not breed (n=14). Other factors were of minor importance. The presence of a puddle and short sparse vegetation, a long breeding-site tradition and a large distance to vertical features were positively linked. A sharp contrast between the lapwing plot and the crop, the crop type winter cereals and a tall crop around 1st April lowered the probability that lapwings would settle.

In the third modelling approach, our scope was on causes of different hatching success at those lapwing plots, where breeding of lapwings was confirmed. Where the crop type was winter cereals, the hatching success increased by a factor of about three (Fig. 46, Tab. 38). Additionally, a shallow pool of water seems to be a vital requisite to increase hatching success. All other factors were of relatively minor importance, but it is worth mentioning that at all five plots with sizes of three hectares or more, at least one clutch hatched.

Considering these findings, we then modelled the effects of lapwing plots with the most important factors, short sparse vegetation, presence of a puddle, breeding-site tradition and area, on the number of lapwing pairs. The predictive modelling shows that there is a minimum plot size of about 2 ha to ensure settling of at least one lapwing pair (Fig. 47).

Tab. 36: Number of breeding lapwing pairs (br) and number of pairs with hatching success (hs) and results of Mann-Whitney U tests

Variable	Lapwing plots		Control plots		U	p
	n	pairs	n	pairs		
Pairs (br)	61	64	60	18	2,338.0	0.001
Pairs (hs)	56	24	58	3	1,888.5	0.007

Tab. 37: Breeding and hatching success of lapwings for plots and pairs

	Breeding				Hatching success				Hatching failed				Hatching unknown			
	plots		pairs		plots		pairs		plots		pairs		plots		pairs	
	n	n	mean	SD	n	n	mean	SD	n	n	mean	SD	n	n	mean	SD
All plots	35	82	2.3	1.45	13	27	2.1	1.49	15	40	1.7	0.90	7	15	2.1	1.25
Lapwing plots	26	64	2.5	1.62	11	24	2.2	1.59	10	29	1.7	0.96	5	11	2.2	1.47
Control plots	9	18	2.0	0.67	2	3	1.5	0.50	5	11	1.8	0.69	2	4	2.0	0.00

Tab. 38: Back-transformed mean estimates (ME) and relative variable importance (RI) of the 95 %-confidence model sets, conditional average (br: breeding, hs: hatching success; variable definitions are given in [Tab. 34](#); CROPH and VEGHD always for April 1, except pairs (hs) where crop and vegetation data around May 1 were used; reference levels for categorical variables are always the smaller values; original mean estimates in [Tab. 41](#) in [suppl. materials](#))

	AGE		AREA		COMPACT		CONTRAST		CROPH		CROPTYPE		PLOTTYPE		POOL		TRAD		VEGHD		VERTICAL	
	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI	ME	RI
<i>All plots</i>																						
Presence	0.71	0.41	1.01	0.22	1.34	0.39	0.61	0.64	1.24	0.26	0.83	0.27	1.76	0.82	2.02	0.93	2.56	0.99	1.77	0.76	1.34	0.35
Display	1.01	0.25	1.36	0.34	1.07	0.23	0.67	0.44	0.64	0.39	0.55	0.74	2.22	0.94	2.05	0.80	2.15	0.85	3.49	1.00	1.82	0.66
Territory	0.88	0.26	1.47	0.41	1.15	0.25	0.61	0.54	0.63	0.40	0.53	0.78	2.19	0.91	1.94	0.70	2.45	0.95	3.39	1.00	1.60	0.47
Breeding	1.26	0.30	1.53	0.52	1.14	0.25	0.72	0.36	0.68	0.38	0.79	0.29	1.90	0.81	1.76	0.60	1.96	0.71	2.54	0.96	1.62	0.53
Pairs (br)	1.15	0.32	1.48	0.99	1.26	0.48	0.98	0.23	1.03	0.23	0.99	0.22	1.47	0.88	1.50	0.82	1.51	0.78	2.02	0.99	1.02	0.24
Pairs (hs)	1.18	0.26	1.44	0.50	1.57	0.43	1.00	0.24	0.73	0.34	1.63	0.36	2.33	0.94	2.29	0.82	1.69	0.42	1.22	0.29	1.06	0.27
<i>Lapwing plots</i>																						
Presence	0.83	0.21	2.44	0.70	1.15	0.20	0.43	0.85	0.74	0.25	0.43	0.76			2.27	0.75	1.09	0.19	1.57	0.36	1.57	0.29
Display	1.06	0.19	2.46	0.87	0.81	0.22	0.53	0.59	0.65	0.34	0.56	0.46			1.56	0.33	1.42	0.28	2.14	0.78	1.86	0.51
Territory	0.98	0.20	2.77	0.95	1.00	0.20	0.45	0.81	0.70	0.30	0.50	0.57			1.65	0.28	1.66	0.34	2.33	0.83	1.90	0.45
Breeding	1.39	0.26	2.67	0.94	0.93	0.19	0.50	0.66	0.63	0.37	0.86	0.21			1.41	0.27	1.37	0.25	1.75	0.49	1.45	0.30
Pairs (br)	1.15	0.24	1.74	1.00	1.14	0.22	0.92	0.21	0.90	0.22	0.99	0.19			1.40	0.51	1.42	0.47	1.30	0.35	0.94	0.22
Pairs (hs)	0.79	0.22	1.45	0.50	1.17	0.21	0.90	0.22	0.79	0.25	1.55	0.29			2.65	0.78	1.00	0.20	0.91	0.21	0.87	0.22
<i>Lapwing plots with breeding lapwings</i>																						
Pairs (hs)	0.53	0.32	1.24	0.11	1.25	0.10	1.31	0.11	1.30	0.19	3.06	0.69			1.91	0.28	0.95	0.10	1.56	0.19	0.72	0.12

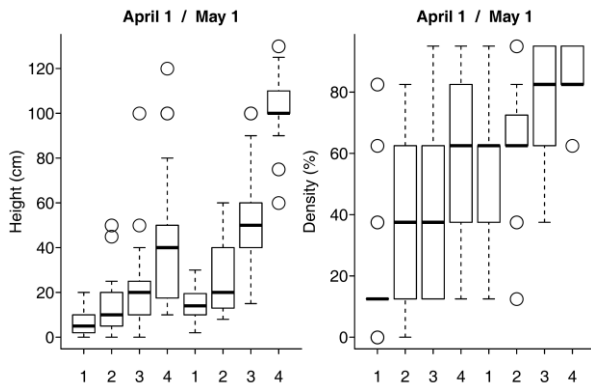


Fig. 43: Vegetation as well as crop height and density data around April 1 and May 1 for lapwing plots (1), control plots (2), winter cereals (3) and oilseed rape (4)

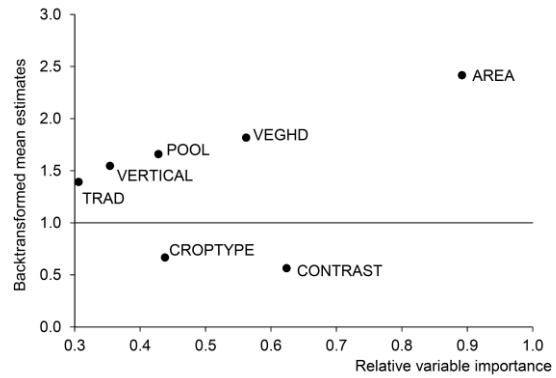


Fig. 44: Factors influencing lapwing's settling at a lapwing plot ('lapwing plots dataset'; means of mean estimates of lapwing presence, display, territory, breeding and breeding pairs; reference levels for categorical variables are always the smaller values)

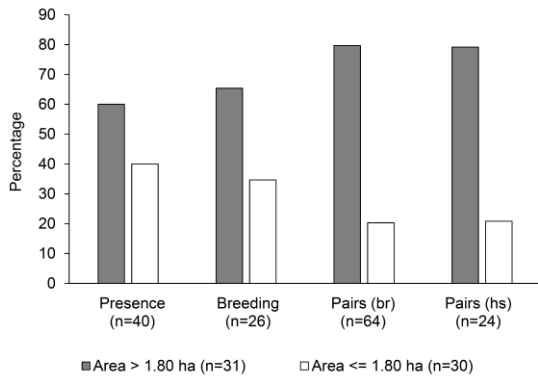


Fig. 45: Percentage of lapwing plots, where lapwings were present or breeding, and the percentages of breeding pairs (br) and pairs with hatching success (hs), according to the area of the lapwing plot (the area groups nearly divide the data set into two halves)

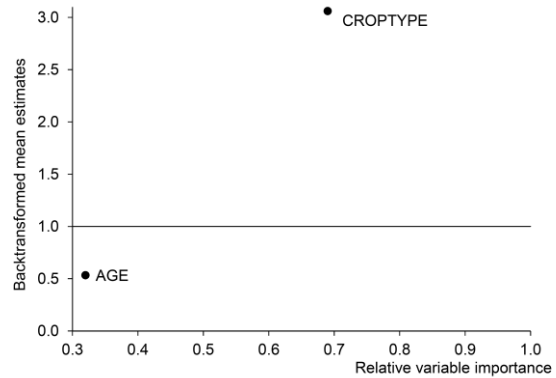


Fig. 46: Factors influencing the hatching success of lapwings at a lapwing plot ('lapwing plots with breeding lapwings dataset'; mean estimates of lapwing pairs with hatching success; reference levels for categorical variables are always the smaller values)

Besides the lapwing, a total number of 54 additional bird species was recorded on lapwing plots (n=57) compared to only 40 species on control plots (n=24). Mean numbers were significantly higher for displaying, territorial and breeding birds on lapwing plots (Fig. 48, Tab. 39). The most common species were Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*) and Yellow Wagtail (*Motacilla flava*), recorded on 96.5 % and 80.7 % of the lapwing plots (Fig. 49, Tab. 42 in suppl. mat.). In particular, Yellow Wagtail strongly benefitted from lapwing plots. Compared to 64.9 % of the lapwing plots, only 16.7 % of the control plots hosted a permanent territory of Yellow Wagtail. While these are common, several rare or declining bird species were found using the lapwing plots, e.g. Whinchat (*Saxicola rubetra*) with permanent territories at two sites or Meadow Pipit (*Anthus pratensis*) recorded at three locations. Seven wader species were found using the plots on migration. Common Starling (*Sturnus vulgaris*), Stock Dove (*Columba oenas*) and Wood Pigeon (*Columba palumbus*) were common foraging visitors at lapwing plots. Bird species which are potential predators of eggs, chicks or even adults were

documented slightly more often on lapwing plots than on control plots, with Carrion Crow (*Corvus corone/cornix* agg.) as the most common species (Fig. 50).

Furthermore, 140 wild plant species were recorded at lapwing plots. Plant species could be inferred to attract insects, making lapwing plots multipurpose conservation measures; while species were mostly common farm weeds (Fig. 51), two red-listed species, Water Speedwell (*Veronica anagallis-aquatica*) and Field Cudweed (*Filago arvensis*), occurred. Lists of bird and plant species are part of the supplementary materials (Tabs. 42 and 43).

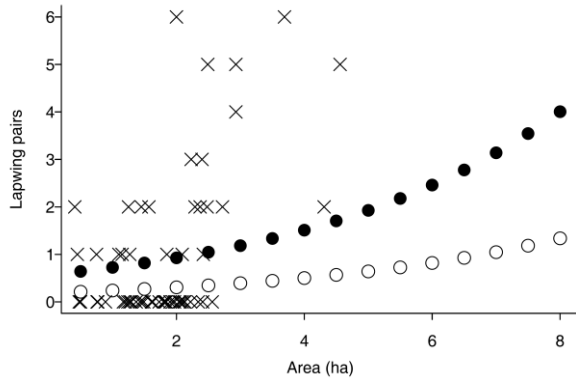


Fig. 47: Modelled number of lapwing pairs on lapwing plots depending on the most important explanatory variables AREA, POOL, VEGHD_4 and TRAD (points: with pool, short and sparse vegetation, long tradition as breeding site; circles: no pool, tall and dense vegetation, no tradition; crosses: original data)

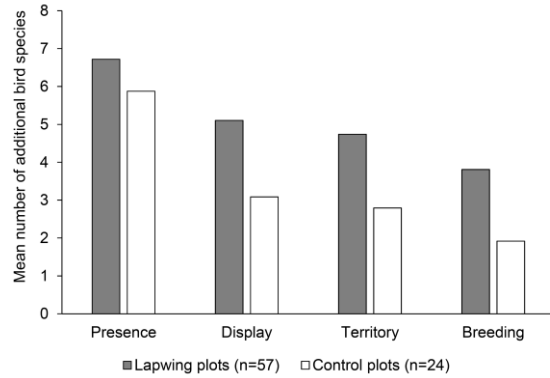


Fig. 48: Mean number of additional bird species recorded on lapwing plots and control plots

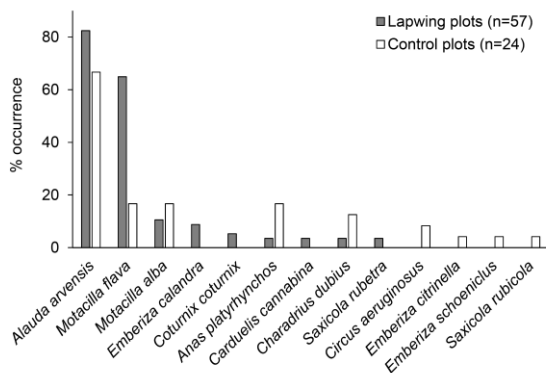


Fig. 49: Percentage of plots on which selected bird species were recorded holding a permanent territory (all species are shown, which had at least one times a permanent territory on any type of plot)

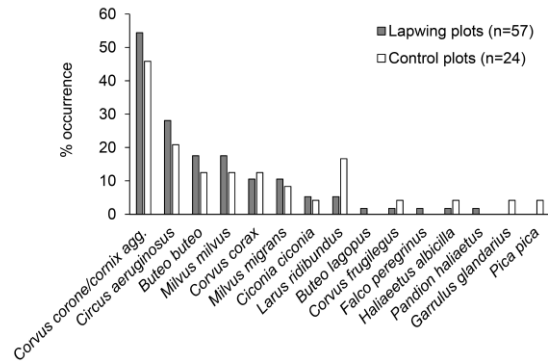


Fig. 50: Percentage of plots on which potential avian predators were recorded

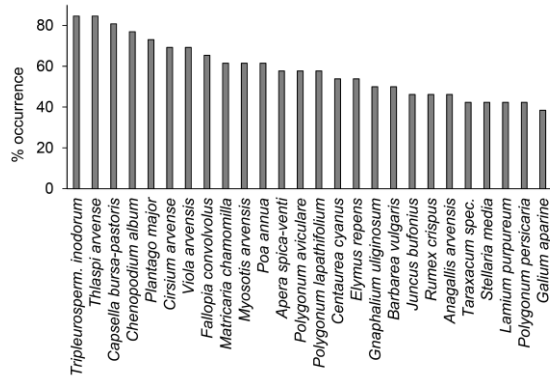


Fig. 51: Percentage of lapwing plots (n=26) with the most common wild plant species, recorded at a minimum of 10 plots

Tab. 39: Mean number of additional bird species on lapwing plots and control plots, regarding different breeding codes, and results of Mann-Whitney U tests

Variable	Lapwing plots		Control plots		U	p
	n	mean number	n	mean number		
Presence	57	6.7	24	5.9	799.0	0.234
Display	57	5.1	24	3.1	934.0	0.009
Territory	57	4.7	24	2.8	934.0	0.009
Breeding	57	3.8	24	1.9	950.5	0.005

7.4 Discussion

7.4.1 Lapwings' plot occupancy

Recording lapwings at 65 % of the lapwing plots was a much higher occupancy rate than in previous studies from England, where CHAMBERLAIN et al. (2009) found 40 % of 212 plots occupied and MACDONALD et al. (2012) reported lapwings at 12 out of 36 plots (=33 %). Given the rarity of the species in Saxony compared to England, this is surprising. Plot areas as the most important factor for differing occupancy of lapwing plots were similar to ours in the English studies (CHAMBERLAIN et al. 2009: minimum plot size 2 ha, MACDONALD et al. 2012: 1.15-2.91 ha). A plausible explanation could be the advice to the farmers on where and how the lapwing plots should be established, which probably leads to better results in lapwings' acceptance of the plots (see discussion below).

The increased probability of breeding by providing a lapwing plot (+90 %) is consistent with the findings of MACDONALD et al. (2012), who found several lapwing nests at the plots, but virtually no breeding without the treatment.

7.4.2 Factors affecting plot acceptance

Factors affecting the breeding-site selection of lapwings in general are well-studied. The lapwing is primarily focused on sparsely vegetated sites. Various authors identified areas with short (e.g. KLUMP 1954, SHELDON et al. 2005, WILSON et al. 2005) or incomplete vegetation (e.g. REDFERN 1982) as key sites. Brown soil colours seem to be attractive for breeding lapwings (e.g. GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005, IMBODEN 1971, KAMP et al. 2015, KUBELKA et al. 2012), also coinciding with short, sparse vegetation. Low

vegetation cover at the beginning of the breeding season is attractive for lapwings, because it suggests a growth inhibition assuring good views during the incubation period, allowing them to apply their anti-predator strategies (e.g. SHRUBB 2007).

Vegetation at our lapwing plots was short and sparse at the beginning of the breeding season, and plant height usually remained below 20 cm until May (Fig. 43). Thus, the amount of bare ground at lapwing plots was high, a factor found important for general breeding-site choice (see above) and in particular for lapwing plots (CHAMBERLAIN et al. 2009, MACDONALD et al. 2012). These conditions were favourable for lapwings compared with untreated control plots or crops. This is clearly expressed by the increased occupancy as well as the higher number of lapwing pairs at the lapwing plots. The plots were completely free of vegetation at the time of preparation several months earlier in the preceding autumn. This timing was different to plot cultivation in England, where plots were set up in February or March (NATURAL ENGLAND 2013, SHELDON et al. 2005, 2007). Preparation in autumn worked well, most probably because the lapwing plots were predominantly placed at damp sites (n=42, Fig. 52 in suppl. mat.), where waterlogged soil inhibited weed growth. Additionally, removing vegetation at damp sites reduces water consumption by plants and thus, vice versa helps to keep the sites wet.

The presence of a shallow pool of water substantially increased the likelihood that lapwings were present at a lapwing plot (Fig. 44, Tab. 38). This partly corresponds to short, sparse vegetation (e.g. IMBODEN 1971), but additionally increases food availability. Lapwings mainly feed on invertebrates living at or close to the soil surface (HOODLESS & MACDONALD 2014, SHRUBB 2007). Tilled fields with puddles were identified as significantly more frequented for foraging than dry sites (BERG 1993, BLOMQUIST & JOHANSSON 1995). Because lapwings prefer to feed within their territories (BERG 1993, HÖGSTEDT 1974), lapwing plots should provide a shallow pool of water to ensure sufficient food availability and to attract lapwings for breeding (e.g. MATTER 1982). Therefore, establishing lapwing plots at damp sites will be more successful than placing them at dry fields.

At within-field damp sites, sparsely vegetated areas do not rarely form by themselves, and farmers often argue that lapwings could breed there without further preparation. However, comparing such untreated sites with lapwing plots reveals that the treated sites were much better accepted. Without treatment, the area of growth reduction is often small and sharply defined. Beyond such small damp areas, especially oilseed rape grows very rapidly (Fig. 43), so that the suitability of untreated sites quickly declines. By establishing lapwing plots, site suitability of damp areas may be largely improved.

Sometimes, damp areas develop spontaneously, e.g. because the drainage system is blocked or broken. But often damp sites have a long history, forming every year or, when drained, forming again after some time. Such locations are therefore somewhat linked with site tradition. Breeding-site fidelity is well researched for lapwings (e.g. HEIM 1962, 1978, KRAAK et al. 1940, ONNEN 1989, Thompson et al. 1994) and it is corroborated by our results. Site tradition was an important characteristic of the best-accepted sites (Fig. 43, Tab. 38) and should be taken into account when establishing lapwing plots.

Furthermore, our results show that winter oilseed rape surprisingly was the more attractive crop compared to winter cereals (Figs. 42 and 43, Tab. 38). This could be due to more brownish colours of rape fields when the breeding season starts, especially at damp areas. This would correspond to our finding that a lesser visual contrast makes the plot attractive (Figs. 42 and 43, Tab. 38), though we had expected, that a sharp contrast could make the plot more visible. However, this coincides with the finding that the area of the plot should be as large as possible (discussed below). Apparently, lapwing plots within winter crops are a quite small feature from a lapwing's perspective. Even when plots are large, they are probably much more attractive when they are located within a field with sparse crops,

making the suitable looking area visually larger than the plot itself. However, it may be postulated that this increases the risk that nests are built away from the plot. Though, during the project this happened only once.

Among lapwing plots, differences in plot occupancy were almost exclusively caused by the plot area, whose influence may be stated briefly: the larger the better. This is not surprising regarding the preference of large, freshly tilled fields for spring crops (e.g. GALBRAITH 1989, SHELDON et al. 2005). For a successful AES, an optimal size is needed that works well for lapwings and is acceptable for farmers. In previous studies (CHAMBERLAIN et al. 2009, MACDONALD et al. 2012), the plot size was prescribed by the English agri-environment programme. In the last issue, it is given 1.0-2.5 ha (NATURAL ENGLAND 2013). This size is apparently at the lower end of the scale of appropriate lapwing plots. Regarding our results, the minimum area should be 2 ha and if there must be a maximum size, it should be about 5 ha. These findings resemble in some way the results of KLOMP (1954), who found a minimum size of about 5 ha for sparsely vegetated areas within tall vegetation for lapwings to settle. Accordingly, it may be a challenging task to convince farmers to implement such large lapwing plots. Our experience is that damp sites are relatively easy to acquire and that the farmers, who were informed about the species' habitat requirements, also wanted to make the plots successful.

7.4.3 Factors influencing hatching success

As discussed up to here, the primary acceptance, the probability of breeding and the number of lapwing pairs can be greatly enhanced by providing lapwing plots. To avoid building an ecological trap, the outcome of the breeding attempts is very important.

Hatching success of lapwings on unsown within-field fallow plots was studied by SHELDON et al. (2007) and HOODLESS & MACDONALD (2014) in England, where 85 % and 77 % of the clutches were successful. The 37.5 % of lapwing pairs for which hatching success was confirmed in our study were much lower, but are corresponding well to mean nest success rates for western continental Europe (32.10 ± 1.76 %, ROODBERGEN et al. 2012). Compared to other studies focused on bare ground, hatching success rates beyond 30 % appear high (e.g. BERG et al. 1992, GALBRAITH 1988), but this is mainly due to excluding nest losses by farming activities at our lapwing plots. While farming activities were excluded, clutch losses at lapwing plots were almost exclusively caused by predation.

MACDONALD & BOLTON (2008) found the predation risk negatively correlated with the distance to other structures, whereas we found no significant effect of the distance to vertical features (Fig. 46). Nevertheless, we assume that lapwing plots placed isolated within large fields of dense crops are relatively safe. The occurrence of avian predators was only slightly increased by the treatment, but the predator avoidance behaviour was probably strongly encouraged by both, better visibility conditions and larger number of pairs (SMART et al. 2013). The only further factor revealed by our work to improve hatching success was the placement of lapwing plots in winter cereals instead of winter oilseed rape (Fig. 46), which corresponds to better visibility of avian predators due to slower, shorter growth.

Furthermore, a positive correlation between nest density and predation risk by ground predators was found sometimes (MACDONALD & BOLTON 2008), but contradictory results also exist (e.g. BERG et al. 1992, ŠÁLEK & ŠMILAUER 2002). However, at some of our lapwing plots, nest densities were high, e.g. three nests per hectare (SCHMIDT 2014). Assuming a perfectly designed lapwing plot, attracting a certain number of pairs, exclusion of ground predators could be the solution to improve hatching success and chick survival (e.g. MALPAS et al. 2013, RICKENBACH et al. 2011, SMITH et al. 2011).

Information on chick survival is generally difficult to obtain for precocial species like the lapwing (e.g. ONNEN 1989, SHRUBB 2007). The lack of observations of unfledged young may be caused by predation

and/or may indicate that the plots are not well enough equipped for rearing the chicks, so adults lead them away. The latter would coincide with results of HOODLESS & MACDONALD (2014), who found chick survival to be very low at English lapwing plots. Due to missing data, this remained unclear in our study. However, for reversing the decline of local lapwing populations fledged young are required. Further research is needed to enhance the plots in order to make them appropriate for rearing the young at the plot or to place them nearby to a suitable site (which indeed is often not available). Lapwing chicks feed best at sparsely vegetated, wet sites, where food availability is high (e.g. BLOMQVIST & JOHANSSON 1995, DEVEREUX et al. 2004, GALBRAITH 1988, MATTER 1982, MILSOM et al. 2002). It may be inferred, that the lapwing plots should be equipped with a shallow pool that persists until the end of the breeding season.

7.4.4 Additional benefits for other species

In previous studies, positive effects were found for birds (CHAMBERLAIN et al. 2009, MACDONALD et al. 2012), vascular plants, butterflies and bumblebees as well as Brown hare (*Lepus europaeus*) (MACDONALD et al. 2012). Different bird species were found using the plots in different ways, mainly for foraging, but also for breeding, e.g. the Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*). Whereas we did not study invertebrates, we found positive effects for farmland birds and vascular plants comparable to those in England.

This is very important, because for conservation issues multifunctional measures also promoting other species should be preferred. Lapwing plots at damp sites may be valuable small-scale habitats within the industrialised agricultural landscape, harbouring many more species than the surrounding crops.

7.5 Conclusions

Lapwing plots are a promising feature for lapwing conservation in industrialised agricultural landscapes. We found positive effects for the lapwing and a considerable number of benefits for other species. Furthermore, they are a solution for farmers to replace an uncertain income from farming at damp sites by a fixed payment for an AES. Lapwing plots can be an effective AES when they are: (1) large, i.e. at least 2 ha; (2) placed at traditional breeding sites; (3) sparsely vegetated; and, (4) equipped with a shallow pool of water. Placing them in winter cereals enhances the hatching success. To fulfill these requirements, a detailed prescription is necessary. Additionally, advice of farmers seems to be a useful supplement to ensure that the plots are placed at appropriate sites and are carefully implemented. Further research is needed to examine the fledging success at lapwing plots.

Acknowledgements

We thank the farmers who implemented the measures on their land and the mappers who contributed by their field work. We gratefully acknowledge invaluable comments by two reviewers improving the quality of our manuscript.

This work was supported by the Saxon State Office for the Environment, Agriculture and Geology. Study design and data collection were planned in close cooperation. Data analysis and the writing of the paper were performed completely independently.

References

- Bartoń K (2015): Package 'MuMIn' – Multi-model Inference. Version 1.15.1, July 3, 2015.
<https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (27.04.2016).
- Batáry P, Dicks LV, Kleijn D & Sutherland WJ (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* 29: 1006-1016.
- Bates D, Mächler M, Bolker BM & Walker SC (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67: 1-48.
- Beintema AJ & Müskens GJDM (1987): Nesting success of birds breeding in dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743-758.
- Bellebaum J & Bock C (2009): Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *J. Ornithol.* 150: 221-230.
- Berg Å (1993): Habitat selection by monogamous and polygamous Lapwings on farmland – the importance of foraging habitats and suitable nest sites. *Ardea* 81: 99-105.
- Berg Å, Lindberg T & Källebrink KG (1992): Hatching success of Lapwings on farmland – differences between habitats and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* 61: 469-476.
- Bilz M, Kell SP, Maxted N & Lansdown RV (2011): European Red List of Vascular Plants. Publications Office of the European Union, Luxembourg, Luxembourg.
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/redlist/downloads/European_vascular_plants.pdf (02.09.2015).
- BirdLife International (2015): European Red List of Birds. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, Luxembourg.
http://datazone.birdlife.org/userfiles/file/Species/erlob/EuropeanRedListOfBirds_June2015.pdf (03.06.2015).
- Blomqvist D, & Johansson OC (1995): Trade-offs in nest site selection in coastal populations of Lapwings *Vanellus vanellus*. *Ibis* 137: 550-558.
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH & White JSS (2009): Generalized linear mixed models – a practical guide forecology and evolution. *Trends Ecol. Evol.* 24: 127-135.
- Bollmeier M (1992): Brutbestandserfassung von Kiebitz *Vanellus vanellus*, Großem Brachvogel *Numenius arquata* und Uferschnepfe *Limosa limosa* 1992 in Südniedersachsen. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 24: 77-95. (in German).
- BTO [British Trust for Ornithology] (ed.) (2016): Breeding Status Codes.
<http://www.bto.org/sites/default/files/u36/downloads/breedingcodes.pdf> (02.03.2016).
- Burnham KP & Anderson DR (2002): Model selection and multimodel inference – a practical information-theoretic approach. 2nd ed., Springer, New York, NY, USA.
- Cade BS (2015): Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecol.* 96: 2370-2382.
- Chamberlain DE, Gough SU, Anderson GQA, MacDonald MA, Grice PV & Vickery JA (2009): Bird use of cultivated fallow 'Lapwing plots' within English agri-environment schemes. *Bird Study* 56: 289-297.

- Devereux CL, McKeever CU, Benton TG & Whittingham MJ (2004): The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146 Suppl. 2: 115-122.
- EBCC [European Bird Census Council] (ed.) (2015): Trends of common birds in Europe, 2015 update. <http://www.ebcc.info> (12.10.2015).
- Fox J & Monette G (1992): Generalized collinearity diagnostics. *J. Am. Stat. Assoc.* 87: 178-183.
- Fox J & Weisberg S (2011): *An R Companion to Applied Regression*. 2nd ed., Sage, Los Angeles, CA, USA.
- Galbraith H (1988): Effects of agriculture on the breeding ecology of Lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 25: 487-503.
- Galbraith H (1989): Arrival and habitat use by Lapwings *Vanellus vanellus* in the early breeding season. *Ibis* 131: 377-388.
- Grüneberg C & Schielzeth H (2005): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Nordrhein-Westfalen – Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003/2004. *Charadrius* 41: 178-190. (in German).
- Heim PJ (1962): Beobachtungen an einem farbberingten Kiebitzweibchen, *Vanellus vanellus*. *Ornithol. Beob.* 59: 65-69. (in German).
- Heim PJ (1978): Populationsökologische Daten aus der Nuoler Kiebitzkolonie *Vanellus vanellus*, 1948-1977. *Ornithol. Beob.* 75: 85-94. (in German).
- Högstedt G (1974): Length of pre-laying period in the Lapwing *Vanellus vanellus* L. in relation to its food resources. *Ornis Scand.* 5: 1-4.
- Hoodless A & MacDonald MA (2014): Lapwings on agri-environment scheme fallow plots – research to improve lapwing breeding success. Final Report, October 2014. Defra Research Report on Project BD5211, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK. http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=13450_BD5211_Finalreport.pdf (21.04.2016).
- Imboden C (1971): Bestand, Verbreitung und Biotop des Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz. *Ornithol. Beob.* 68: 37-53. (in German).
- Kamp J, Pelster A, Gaedicke L, Karthäuser J, Dieker P & Mantel K (2015): High nest survival and productivity of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding on urban brownfield sites. *J. Ornithol.* 156: 179-190.
- Klomp H (1954): De terreinkeus van de Kievit, *Vanellus vanellus* (L.) [Habitat selection in the Lapwing, *Vanellus vanellus* (L.)]. *Ardea* 42: 1-139. (in Dutch).
- Kraak WK, Rinkel GL & Hoogerheide J (1940): Oecologische bewerking van de Europese ringgevens van de Kievit (*Vanellus vanellus* (L.)) [Ecological assessment of the European ring data of the Lapwing (*Vanellus vanellus* (L.))]. *Ardea* 29: 151-175. (in Dutch).
- Kubelka V, Zámečník V & Šálek M (2012): Monitoring čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) v České republice v roce 2008 – výsledky a efektivita práce dobrovolníků [Survey of breeding Northern Lapwings (*Vanellus vanellus*) in the Czech Republic in 2008 – results and effectiveness of volunteer work]. *Sylvia* 48, 1-23. (in Czech).
- Lesnoff M & Lancelot R (2013): Aods3 – analysis of overdispersed data using S3methods, (Version 0.4-1, February 19, 2015). <https://CRAN.R-project.org/package=aods3> (27.04.2016).

- Ludwig G & Schnittler M (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, Bonn, Germany. (in German).
- MacDonald MA & Bolton MR (2008): Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales – effects of nest density, habitat and predator abundance. *J. Ornithol.* 149: 555-563.
- MacDonald MA, Maniakowski M, Cobbold G, Grice PV & Anderson GQA (2012): Effects of agri-environment management for stone curlews on other biodiversity. *Biol. Conserv.* 148: 134-145.
- Malpas LR, Kennerley RJ, Hirons GJM, Sheldon RD, Ausden M, Gilbert JC & Smart J (2013): The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. *J. Nat. Conserv.* 21: 37-47.
- Matter H (1982): Einfluß intensiver Feldbewirtschaftung auf den Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Mitteleuropa. *Ornithol. Beob.* 79: 1-24. (in German).
- Milsom TP (2005): Decline of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* breeding on arable farmland in relation to loss of spring tillage. *Bird Study* 52: 297-306.
- Milsom TP, Hart JD, Parkin WK & Peel S (2002): Management of coastal grazing marshes for breeding waders – the importance of surface topography and wetness. *Biol. Conserv.* 103: 199-207.
- Natural England (ed.) (2013): Entry Level Stewardship – Environmental Stewardship Handbook – Fourth Edition – January 2013. NE349, Natural England, Worcester, UK.
<http://publications.naturalengland.org.uk/file/2781958> (25.03.2014).
- Onnen J (1989): Zur Populationsökologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Weser-Ems-Gebiet. *Ökologie der Vögel* 11: 209-249. (in German).
- Powell MJD (2009): The BOBYQA algorithm for bound constrained optimization without derivatives. DAMTP 2009/NA06, Department of Applied Mathematics and Theoretical Physics, Cambridge University, UK. http://www.damtp.cam.ac.uk/user/na/NA_papers/NA2009_06.pdf (27.04.2016).
- R Core Team (2015): R – a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org> (15.02.2016).
- Redfern CPF (1982): Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study* 29: 201-208.
- Rickenbach O, Gruebler MU, Schaub M, Koller A, Naef-Daenzer B & Schifferli L (2011): Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153: 531-542.
- Roodbergen M, van der Werf B & Hötter H (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds – review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- Russ JS (2011): The image processing handbook. 6th ed., CRC, Boca Raton, FL, USA.
- Šálek M & Šmilauer P (2002): Predation on Northern Lapwing *Vanellus vanellus* nests – the effect of population density and spatial distribution of nests. *Ardea* 90: 51-60.
- Schmidt JU (2014): Früher Brutbeginn beim Kiebitz *Vanellus vanellus* in Sachsen 2014 und weitere Beobachtungen zum Brutgeschehen an einer Kiebitzinsel. *Mitt. Ver. Sächs. Ornithol.* 11: 177-185. (in German).

- Schmidt JU, Dämmig M, Eilers A & Nachtigall W (2015a): Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen 2009-2013 – Zusammenfassender Ergebnisbericht. Schriftenreihe des LfULG 4/2015, Dresden, Germany. (in German).
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23882/documents/33794> (27.04.2016).
- Schulz D (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens – Farn- und Samenpflanzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Germany. (in German).
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/19031/documents/25428> (02.10.2013).
- Sheldon RD, Chaney K & Tyler GA (2005): Factors affecting nest-site choice by Northern Lapwing *Vanellus vanellus* within arable fields – the importance of crop structure. Wader Study Group Bull. 108: 47-52.
- Sheldon RD, Chaney K & Tyler GA (2007): Factors affecting nest survival of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in arable farmland – an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival. Bird Study 54: 168-175.
- Shrubb M (2007): The Lapwing. Poyser, London, UK.
- Shrubb M & Lack PC (1991): The numbers and distribution of Lapwings *V. vanellus* nesting in England and Wales in 1987. Bird Study 38: 20-37.
- Smart J, Bolton MR, Hunter F, Quayle H, Thomas G & Gregory RD (2013): Managing uplands for biodiversity – Do agri-environment schemes deliver benefits for breeding lapwing *Vanellus vanellus*? J. Appl. Ecol. 50: 794-804.
- Smith RK, Pullin AS, Stewart GB & Sutherland WJ (2011): Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? Biol. Conserv. 144: 1-10.
- Statistisches Bundesamt (ed.) (2015): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) 2015. Wiesbaden, Germany. (in German).
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00018128/2030312157004.pdf (27.06.2016).
- Steffens R, Nachtigall W, Rau S, Trapp H & Ulbricht J (2013): Brutvögel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden, Germany. (in German).
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C (eds.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. LAG VSW & DDA, Radolfzell, Germany. (in German).
- Südbeck P, Bauer HG, Boschert M, Boye P & Knief W (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands (4th ed., 30.11.2007). Naturschutz und Biologische Vielfalt 70: 159-227. (in German).
- Sudfeldt C, Dröschmeister R, Grüneberg C, Jaehne S, Mitschke A & Wahl J (2008): Vögel in Deutschland 2008. DDA, BfN, LAG VSW, Münster, Germany. (in German).
https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/statusreport2008_ebook.pdf (05.09.2016).

- Sudfeldt C, Dröschmeister R, Frederking W, Gedeon K, Gerlach B, Grüneberg C, Karthäuser J, Langgemach T, Schuster B, Trautmann S & Wahl J (2013): Vögel in Deutschland 2013. DDA, BfN, LAG VSW, Münster, Germany. (in German).
https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/ViD_2013_internet_barfr.pdf (12.02.2016).
- Thompson PS, Baines D, Coulson JC & Longrigg G (1994): Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 136: 474-484.
- Wilson AM, Vickery JA & Browne SJ (2001): Numbers and distribution of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding in England and Wales in 1998. *Bird Study* 48: 2-17.
- Wilson AM, Ausden M & Milsom TP (2004): Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales – causes and potential solutions. *Ibis*: 146 Suppl. 2: 32-40.
- Wilson JD, Whittingham MJ & Bradbury RD (2005): The management of crop structure – a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds. *Ibis* 147: 453-463.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA & Smith GM (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, NY, USA.

Online Supplementary Material

Suppl. materials 1 – additional figures and tables

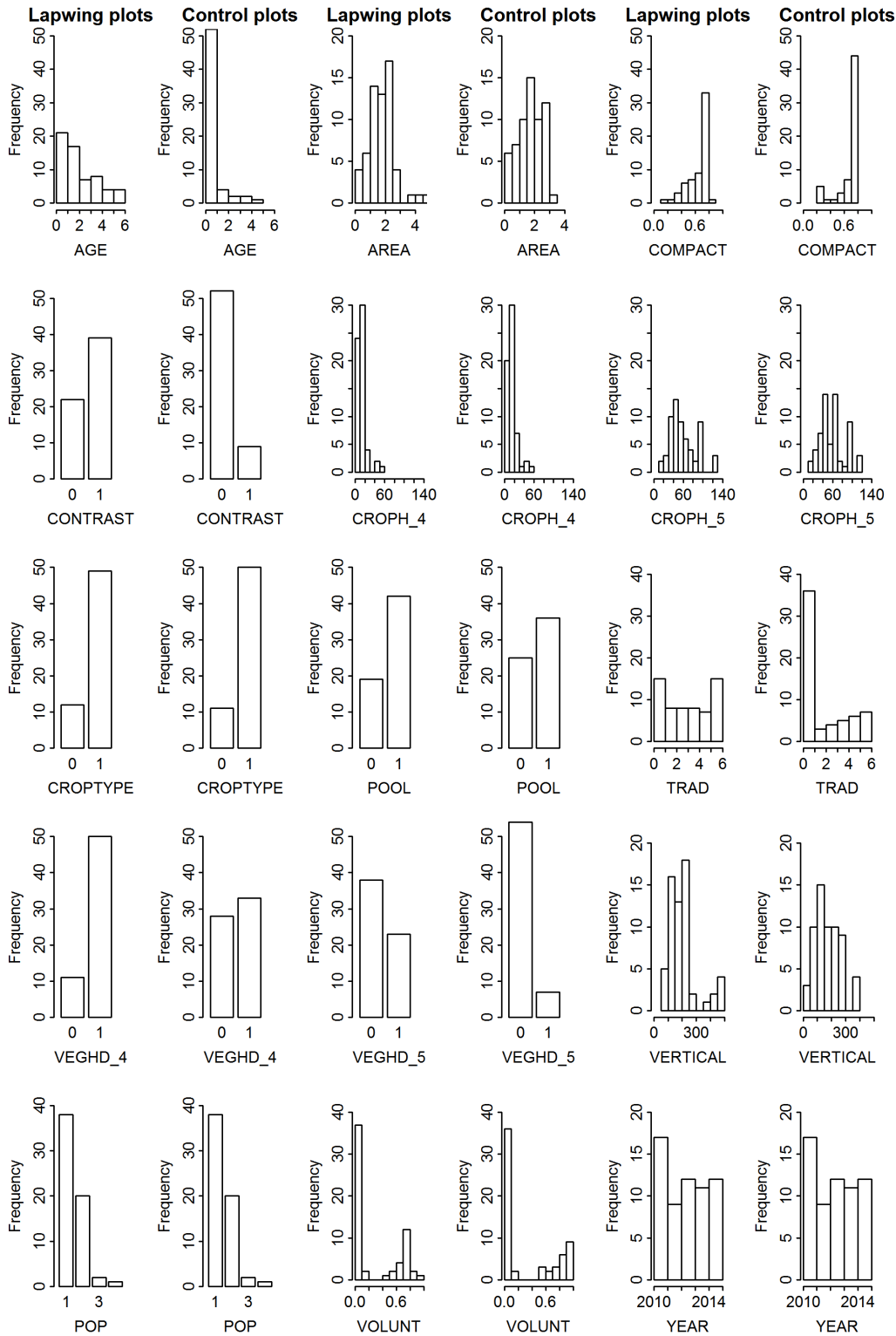


Fig. 52: Histograms of all fixed and random explanatory variables

Tab. 40: Breeding status codes according to SÜDBECK et al. (2005) and BTO (2016)

Status	German breeding status codes	BTO codes	Notes
Presence	0, A1	M, U	used, if there was at least some kind of usage of the plot visible (e.g. foraging, resting on migration)
Display	A2	S	
Territory	B3, B4, B5	P, T, D	if copula was observed → Breeding
Breeding	B6, B7, B9, C13, C15	N, A, B, ON, NE	if chicks were presumed → Hatching success
Hatching success	C12, C14, C16	FL, FF, NY	if young were recently fledged → Fledging success
Fledging success	C12	FL	

Tab. 41: Mean estimates of the 95%-confidence model sets, conditional average (ME: original, not back-transformed mean estimate, Adj. SE: adjusted standard error, RI: relative variable importance, br: breeding, hs: hatching success; variable definitions are given in Tab. 34; CROPH and VEGHD always for April 1, except hatching and pairs (hs) where crop and vegetation data around May 1 were used; reference levels for categorical variables are always the smaller values)

Response	Model set			AGE			AREA			COMPACT			CONTRAST			CROPH			CROPTYPE			PLOTTYPE			POOL			TRAD			VEGHD			VERTICAL		
	best AICc	total n	max dAICc	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI	ME SE	Adj. SE	RI			
All plots																																				
Presence	145.65	467	9.47	-0.35	0.29	0.41	0.01	0.25	0.22	0.29	0.24	0.39	-0.49	0.27	0.64	0.21	0.35	0.26	-0.19	0.26	0.27	0.57	0.26	0.82	0.70	0.29	0.93	0.94	0.32	0.99	0.57	0.28	0.76	0.29	0.28	0.35
Display	118.97	380	9.81	0.01	0.36	0.25	0.31	0.30	0.34	0.07	0.27	0.23	-0.40	0.30	0.44	-0.44	0.39	0.39	-0.61	0.32	0.74	0.80	0.32	0.94	0.72	0.38	0.80	0.77	0.36	0.85	1.25	0.47	1.00	0.60	0.34	0.66
Territory	118.44	397	9.55	-0.12	0.36	0.26	0.39	0.31	0.41	0.14	0.28	0.25	-0.49	0.32	0.54	-0.46	0.41	0.40	-0.63	0.32	0.78	0.78	0.33	0.91	0.66	0.39	0.70	0.90	0.37	0.95	1.22	0.48	1.00	0.47	0.34	0.47
Breeding	124.94	839	8.71	0.23	0.34	0.30	0.43	0.28	0.52	0.13	0.26	0.25	-0.32	0.29	0.36	-0.39	0.36	0.38	-0.23	0.30	0.29	0.64	0.30	0.81	0.56	0.35	0.60	0.67	0.35	0.71	0.93	0.38	0.96	0.48	0.32	0.53
Pairs (br)	236.44	300	10.37	0.14	0.17	0.32	0.39	0.13	0.99	0.23	0.15	0.48	-0.02	0.15	0.23	0.03	0.19	0.23	-0.01	0.15	0.22	0.38	0.16	0.88	0.40	0.18	0.82	0.41	0.19	0.78	0.70	0.24	0.99	0.02	0.14	0.24
Pairs (hs)	128.78	861	9.05	0.17	0.36	0.26	0.36	0.25	0.50	0.45	0.37	0.43	0.00	0.30	0.24	-0.32	0.33	0.34	0.49	0.51	0.36	0.85	0.35	0.94	0.83	0.44	0.82	0.52	0.41	0.42	0.20	0.32	0.29	0.06	0.31	0.27
Lapwing plots																																				
Presence	76.14	454	10.44	-0.19	0.42	0.21	0.89	0.49	0.70	0.14	0.39	0.20	-0.85	0.40	0.85	-0.30	0.48	0.25	-0.84	0.48	0.76				0.82	0.44	0.75	0.09	0.42	0.19	0.45	0.41	0.36	0.45	0.47	0.29
Display	83.82	558	10.27	0.06	0.41	0.19	0.90	0.44	0.87	-0.21	0.34	0.22	-0.64	0.40	0.59	-0.43	0.38	0.34	-0.57	0.42	0.46				0.45	0.43	0.33	0.35	0.37	0.28	0.76	0.44	0.78	0.62	0.43	0.51
Territory	80.80	418	10.61	-0.02	0.51	0.20	1.02	0.55	0.95	0.00	0.47	0.20	-0.79	0.53	0.81	-0.35	0.54	0.30	-0.70	0.51	0.57				0.50	0.61	0.28	0.51	0.45	0.34	0.84	0.65	0.83	0.64	0.53	0.45
Breeding	81.03	474	10.37	0.33	0.41	0.26	0.98	0.42	0.94	-0.08	0.36	0.19	-0.70	0.37	0.66	-0.47	0.39	0.37	-0.15	0.40	0.21				0.34	0.42	0.27	0.31	0.43	0.25	0.56	0.37	0.49	0.37	0.40	0.30
Pairs (br)	162.19	285	8.45	0.14	0.20	0.24	0.56	0.15	1.00	0.13	0.23	0.22	-0.09	0.17	0.21	-0.11	0.20	0.22	-0.01	0.17	0.19				0.34	0.21	0.51	0.35	0.22	0.47	0.26	0.21	0.35	-0.06	0.16	0.22
Pairs (hs)	100.59	478	10.26	-0.23	0.42	0.22	0.37	0.25	0.50	0.15	0.42	0.21	-0.11	0.37	0.22	-0.24	0.38	0.25	0.44	0.53	0.29				0.97	0.57	0.78	0.00	0.50	0.20	-0.10	0.39	0.21	-0.14	0.36	0.22
Lapwing plots with breeding lapwings																																				
Pairs (hs)	70.51	179	9.66	-0.63	0.44	0.32	0.22	0.30	0.11	0.22	0.37	0.10	0.27	0.34	0.11	0.26	0.64	0.19	1.12	0.58	0.69				0.65	0.45	0.28	-0.05	0.59	0.10	0.45	0.33	0.19	-0.33	0.41	0.12

Tab. 42: Bird species (without lapwing) recorded at lapwing plots (n=57) and control plots (n=24) (P: presence, D: display, T: territory, B: breeding, H: hatching; Status lower case letter according to ACFOR abundance codes: a: abundant $\geq 30\%$ of plots, c: common 20- $<30\%$, f: frequent 10- $<20\%$, o: occasional 5- $<10\%$, r: rare >0 - $<5\%$; Status upper case letter: B: breeding bird, F: foraging visitor, M: migrant; Red List categories 1, 2, and 3 for Saxony or Germany are equal to 'critically endangered', 'endangered' and 'vulnerable' after IUCN criteria, 'R' is used additionally for very rare species, placed between 'vulnerable' and 'near threatened'; Red List status according to STEFFENS et al. 2013 (Saxony), SÜDBECK et al. 2009 (Germany) and BIRDLIFE INTERNATIONAL 2015 (EU27 and Europe))

Name	Red List status				Number of lapwing plots					% of lapwing plots					Number of control plots					% of control plots					Status		
	Saxony	Germany	EU 27	Europe	P	D	T	B	H	P	D	T	B	H	P	D	T	B	H	P	D	T	B	H	lapwing plots	control plots	
<i>Acrocephalus palustris</i>					1	1	0	0	0	1.8	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rF	-
<i>Actitis hypoleucos</i>	2	2			1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rM	-	
<i>Alauda arvensis</i>		3			55	53	47	8	7	96.5	93.0	82.5	14.0	12.3	21	21	16	0	0	87.5	87.5	66.7	0.0	0.0	aB	aB	
<i>Alopochen aegyptiacus</i>					0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	-	rF	
<i>Anas crecca</i>	1	3			0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	-	rM	
<i>Anas platyrhynchos</i>					3	2	2	0	0	5.3	3.5	3.5	0.0	0.0	5	4	4	1	0	20.8	16.7	16.7	4.2	0.0	rB	fB	
<i>Anser anser</i>					6	0	0	0	0	10.5	0.0	0.0	0.0	0.0	2	0	0	0	0	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	fF	oF	
<i>Anthus pratensis</i>	2		VU	NT	3	0	0	0	0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	oM	rM	
<i>Anthus spinoletta</i>					1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rM	-	
<i>Ardea cinerea</i>					0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	-	rF	
<i>Buteo buteo</i>					10	0	0	0	0	17.5	0.0	0.0	0.0	0.0	3	0	0	0	0	12.5	0.0	0.0	0.0	0.0	fF	fF	
<i>Buteo lagopus</i>			EN		1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rM	-	
<i>Carduelis cannabina</i>					10	2	2	0	0	17.5	3.5	3.5	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rB	-	
<i>Carduelis carduelis</i>					1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rF	-	
<i>Carduelis chloris</i>					1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	rF	-	
<i>Charadrius dubius</i>					4	2	2	1	0	7.0	3.5	3.5	1.8	0.0	7	3	3	0	0	29.2	12.5	12.5	0.0	0.0	rB	fB	
<i>Ciconia ciconia</i>		3			3	0	0	0	0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	oF	rF	
<i>Circus aeruginosus</i>					16	0	0	0	0	28.1	0.0	0.0	0.0	0.0	5	2	2	1	0	20.8	8.3	8.3	4.2	0.0	cF	oB	
<i>Columba livia f. domestica</i>					3	0	0	0	0	5.3	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	oF	rF	
<i>Columba oenas</i>					15	0	0	0	0	26.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2	0	0	0	0	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	cF	oF	
<i>Columba palumbus</i>					15	0	0	0	0	26.3	0.0	0.0	0.0	0.0	2	0	0	0	0	8.3	0.0	0.0	0.0	0.0	cF	oF	
<i>Corvus corax</i>					6	0	0	0	0	10.5	0.0	0.0	0.0	0.0	3	0	0	0	0	12.5	0.0	0.0	0.0	0.0	fF	fF	
<i>Corvus corone/cornix agg.</i>					31	0	0	0	0	54.4	0.0	0.0	0.0	0.0	11	0	0	0	0	45.8	0.0	0.0	0.0	0.0	aF	aF	
<i>Corvus frugilegus</i>	2				1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	rF	rF	
<i>Coturnix coturnix</i>					8	8	3	0	0	14.0	14.0	5.3	0.0	0.0	0	0	0	0	0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	oB	-	
<i>Cygnus olor</i>					2	0	0	0	0	3.5	0.0	0.0	0.0	0.0	1	0	0	0	0	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0	rF	rF	
<i>Emberiza calandra</i>		3			7	7	5	3	0	12.3	12.3	8.8	5.3	0.0	3	2	0	0	0	12.5	8.3	0.0	0.0	0.0	oB	fF	
<i>Emberiza citrinella</i>					1	0	0	0	0	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	2	1	1	0	0	8.3	4.2	4.2	0.0	0.0	rF	rB	

Tab. 43: Wild plant species found at lapwing plots (n=26) (Red List category 3 for Saxony or Germany is equal to 'vulnerable' after IUCN criteria; Red List status according to SCHULZ 2013 (Saxony), LUDWIG & SCHNITTLER 1996 (Germany) and BILZ et al. 2011 (EU27 and Europe))

Name	Red List status		Number of lapwing plots	% of lapwing plots
	Saxony	Germany		
<i>Acer platanoides</i>			1	3.8
<i>Achillea millefolium</i>			4	15.4
<i>Agrostis capillaris</i>			4	15.4
<i>Alopecurus geniculatus</i>			9	34.6
<i>Alopecurus pratensis</i>			2	7.7
<i>Anagallis arvensis</i>			12	46.2
<i>Anchusa arvensis</i>			3	11.5
<i>Apera spica-venti</i>			15	57.7
<i>Arabidopsis thaliana</i>			3	11.5
<i>Arrhenatherum elatius</i>			1	3.8
<i>Artemisia spec.</i>			1	3.8
<i>Artemisia vulgaris</i>			1	3.8
<i>Barbarea vulgaris</i>			13	50.0
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			1	3.8
<i>Bromus hordeaceus</i>			1	3.8
<i>Bromus spec.</i>			1	3.8
<i>Bromus sterilis</i>			2	7.7
<i>Calamagrostis epigejos</i>			3	11.5
<i>Campanula patula</i>			2	7.7
<i>Campanula rapunculoides</i>			1	3.8
<i>Capsella bursa-pastoris</i>			21	80.8
<i>Centaurea cyanus</i>			14	53.8
<i>Cerastium arvense</i>			2	7.7
<i>Chenopodium album</i>			20	76.9
<i>Chenopodium glaucum</i>			1	3.8
<i>Chenopodium hybridum</i>			1	3.8
<i>Cirsium arvense</i>			18	69.2
<i>Cirsium vulgare</i>			5	19.2
<i>Convolvulus arvensis</i>			3	11.5
<i>Conyza canadensis</i>			6	23.1
<i>Crepis biennis</i>			3	11.5
<i>Crepis spec.</i>			1	3.8
<i>Dactylis glomerata</i>			1	3.8
<i>Daucus carota</i>			1	3.8
<i>Descurainia sophia</i>			1	3.8
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>			1	3.8
<i>Echinochloa crus-galli</i>			6	23.1
<i>Elymus repens</i>			14	53.8
<i>Epilobium hirsutum</i>			1	3.8
<i>Epilobium parviflorum</i>			4	15.4
<i>Epilobium spec.</i>			1	3.8
<i>Epilobium tetragonum</i>			2	7.7
<i>Equisetum arvense</i>			5	19.2
<i>Erigeron annuus</i>			1	3.8
<i>Erodium cicutarium</i>			1	3.8
<i>Erysimum cheiranthoides</i>			5	19.2
<i>Euphorbia helioscopia</i>			5	19.2
<i>Fallopia convolvulus</i>			17	65.4
<i>Festuca pratensis</i>			1	3.8
<i>Filago arvensis</i>		3	2	7.7
<i>Fumaria officinalis</i>			3	11.5
<i>Galeopsis pubescens</i>			2	7.7
<i>Galeopsis tetrahit</i>			6	23.1
<i>Galinsoga parviflora</i>			1	3.8
<i>Galium aparine</i>			10	38.5

Tab. 43 continued

Name	Red List status				Number of lapwing plots	% of lapwing plots
	Saxony	Germany	EU 27	Europe		
<i>Geranium pusillum</i>					1	3.8
<i>Geranium pyrenaicum</i>					4	15.4
<i>Glechoma hederacea</i>					1	3.8
<i>Gnaphalium uliginosum</i>					13	50.0
<i>Hypochaeris radicata</i>					1	3.8
<i>Juncus articulatus</i>					6	23.1
<i>Juncus bufonius</i>					12	46.2
<i>Juncus effusus</i>					7	26.9
<i>Lactuca serriola</i>					2	7.7
<i>Lamium amplexicaule</i>					5	19.2
<i>Lamium purpureum</i>					11	42.3
<i>Lathyrus pratensis</i>					1	3.8
<i>Lolium multiflorum</i>					2	7.7
<i>Lotus corniculatus</i>					2	7.7
<i>Luzula campestris</i>					1	3.8
<i>Lythrum salicaria</i>					2	7.7
<i>Matricaria chamomilla</i>					16	61.5
<i>Matricaria discoidea</i>					7	26.9
<i>Melilotus albus</i>					1	3.8
<i>Myosotis arvensis</i>					16	61.5
<i>Myosurus minimus</i>					1	3.8
<i>Oxalis stricta</i>					2	7.7
<i>Papaver dubium</i>					3	11.5
<i>Papaver rhoeas</i>					2	7.7
<i>Papaver spec.</i>					2	7.7
<i>Petasites hybridus</i>					1	3.8
<i>Plantago intermedia</i>					2	7.7
<i>Plantago lanceolata</i>					1	3.8
<i>Plantago major</i>					19	73.1
<i>Poa annua</i>					16	61.5
<i>Poa pratensis</i>					1	3.8
<i>Poa trivialis</i>					7	26.9
<i>Polygonum aviculare</i>					15	57.7
<i>Polygonum lapathifolium</i>					15	57.7
<i>Polygonum persicaria</i>					11	42.3
<i>Ranunculus flammula</i>					1	3.8
<i>Ranunculus repens</i>					8	30.8
<i>Ranunculus sceleratus</i>					3	11.5
<i>Ranunculus spec.</i>					3	11.5
<i>Raphanus raphanistrum</i>					1	3.8
<i>Rumex crispus</i>					12	46.2
<i>Rumex obtusifolius</i>					5	19.2
<i>Rumex spec.</i>					3	11.5
<i>Salix spec.</i>					1	3.8
<i>Senecio inaequidens</i>					2	7.7
<i>Senecio spec.</i>					1	3.8
<i>Senecio vernalis</i>					1	3.8
<i>Senecio vulgaris</i>					3	11.5
<i>Setaria spec.</i>					1	3.8
<i>Silene flos-cuculi</i>					2	7.7
<i>Sisymbrium officinale</i>					1	3.8
<i>Sisymbrium spec.</i>					2	7.7
<i>Solidago canadensis</i>					1	3.8
<i>Sonchus arvensis</i>					2	7.7
<i>Sonchus asper</i>					3	11.5
<i>Sonchus spec.</i>					1	3.8
<i>Spergula arvensis</i>					2	7.7
<i>Spergularia rubra</i>					4	15.4
<i>Stachys palustris</i>					6	23.1
<i>Stellaria media</i>					11	42.3
<i>Tanacetum vulgare</i>					1	3.8

Tab. 43 continued

Name	Red List status			Number of lapwing plots	% of lapwing plots
	Saxony	Germany	EU 27 Europe		
<i>Taraxacum spec.</i>				11	42.3
<i>Thlaspi arvense</i>				22	84.6
<i>Tragopogon dubius</i>				1	3.8
<i>Trifolium arvense</i>				3	11.5
<i>Trifolium dubium</i>				3	11.5
<i>Trifolium hybridum</i>				2	7.7
<i>Trifolium pratense</i>				3	11.5
<i>Trifolium repens</i>				5	19.2
<i>Trifolium spec.</i>				6	23.1
<i>Tripleurospermum inodorum</i>				22	84.6
<i>Tussilago farfara</i>				2	7.7
<i>Typha latifolia</i>				1	3.8
<i>Typha spec.</i>				1	3.8
<i>Urtica spec.</i>				5	19.2
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	3			1	3.8
<i>Veronica arvensis</i>				1	3.8
<i>Veronica hederifolia</i>				9	34.6
<i>Veronica persica</i>				1	3.8
<i>Veronica serpyllifolia</i>				2	7.7
<i>Veronica spec.</i>				2	7.7
<i>Vicia cracca</i>				6	23.1
<i>Vicia hirsuta</i>				9	34.6
<i>Viola arvensis</i>				18	69.2

Suppl. materials 2 – measure description

K1 – „Lapwing plot“ within winter crops

Aim

- providing habitats for the lapwing (breeding and the hatching of the young)

Prerequisite

- suitability of the site as a breeding site for the lapwing (see Notes)

What to do

Variant K1a: annual bare fallow

- creation of a bare fallow in the late summer/autumn 2014 (Fig. 1, 2)
- no farming activities at the „lapwing plot“ during the breeding season from 01.04. to 15.07.2015
- no use of the plants, which will grow there
- area of the „lapwing plot“ at least 0.3 ha, maximum 2.5 ha
- end of contract at 15.07.2015

Compensation

- 750 € per ha

Notes

- The project workers advise you regarding the suitability of potential sites for the lapwing.
- This measure K1a is particularly suitable for damp areas.



Fig. 1: Lapwing plot in winter wheat (K1a)



Fig. 2: Lapwing plot in winter oilseed rape (K1a)

The original description additionally included a table to provide information for the farmers regarding the application for agricultural subsidies.

„[...] Linking agricultural intensification with biodiversity conservation [...] requires well-informed regional and targeted solutions [...].”

(TSCHARNTKE et al. 2012: 53)

8 **Erweiterte Zusammenfassung**

Die Umwandlung der Wälder Mitteleuropas in landwirtschaftliche Nutzflächen war einer der stärksten Eingriffe in die hiesige Landschaft. Viele Tier- und Pflanzenarten profitierten aber auch von den so geschaffenen Offenlandstandorten und siedelten sich als Kulturfolger auf Äckern an. Infolge der Intensivierung der Landnutzung im Zuge der Einführung industrieller Produktionsweisen in den westlichen Industriestaaten ab Mitte des 20. Jahrhunderts sind die Bestände vieler Agrarvogelarten in den vergangenen Jahrzehnten zurückgegangen (DONALD et al. 2006). Die negativen Bestandstrends sind teilweise derart drastisch, dass ein Aussterben einzelner Arten nicht ausgeschlossen ist. Davon sind auch ehemals häufige, sehr gut an Äcker angepasste Vogelarten betroffen. Vergleichbare negative Bestandsentwicklungen sind auch von anderen Artengruppen bekannt (ROBINSON & SUTHERLAND 2002, GEIGER et al. 2010, MEYER et al. 2013).

Insofern ist, neben zahlreichen anderen Problemen, der Erhalt der Artenvielfalt im landwirtschaftlich genutzten Offenland eine der größten Herausforderungen im 21. Jahrhundert (HORRIGAN et al. 2002, COMMITTEE ON TWENTY-FIRST CENTURY SYSTEMS AGRICULTURE 2010, FOLEY et al. 2011, TILMAN et al. 2011, TSCHARNTKE et al. 2012, FAO 2014). Vögel sind dabei ein besonders leicht messbarer Indikator für die Nachhaltigkeit der Landnutzung.

Langfristig ist eine Art und Weise der Landnutzung erstrebenswert, bei der neben den unbestreitbar primären wirtschaftlichen Interessen auch ökologische Aspekte, u. a. der Artenschutz, hinreichend berücksichtigt werden (HORRIGAN et al. 2002, SUTHERLAND 2002). Angesichts der rasanten Abnahme der Bestände vieler Agrarvogelarten bedarf es jedoch zunächst kurzfristiger Lösungsansätze, um die negativen Bestandstrends zumindest abzuschwächen.

Eine mögliche Strategie dies zu erreichen, sind nutzungsintegrierte Artenschutzmaßnahmen (z. B. BATÁRY et al. 2015). Dabei wird versucht, Artenschutz räumlich und zeitlich eng in den landwirtschaftlichen Produktionsablauf einzubinden. Dies steht im Gegensatz zum traditionellen, stark segregativen Ansatz des Flächenschutzes, der für landwirtschaftliche Nutzflächen nur bedingt geeignet ist. Der notwendige Erhalt des Offenlandcharakters erfordert regelmäßige Eingriffe, im Idealfall durch Nutzung.

Wichtigstes Umsetzungsinstrument für nutzungsintegrierten Artenschutz sind die EU-geförderten Agrarumweltmaßnahmen (AUM). Alle EU-Mitgliedsstaaten sind seit 1992 verpflichtet, Agrarumweltprogramme mit geeigneten AUM anzubieten (EG 1992). Die AUM-Flächen sollen negative Effekte auf verschiedene Schutzgüter (z. B. Flora, Fauna, Boden, Wasser) reduzieren bzw. ausgleichen und damit die Nachhaltigkeit der Landnutzung erhöhen. Trotz der langjährigen Anwendung sind die bisherigen Effekte für den Vogelschutz überschaubar. Positive Ergebnisse wurden vor allem erzielt, wenn die AUM sehr gut auf einzelne Zielarten zugeschnitten waren und die Umsetzung in enger Kooperation zwischen Landwirten und Artenschützern erfolgte (z. B. OVENDEN et al. 1998, AEBISCHER et al. 2000, SWASH et al. 2000, PEACH et al. 2001, EVANS & GREEN 2007, PERKINS et al. 2011, O'BRIEN & WILSON 2011, WHITTINGHAM 2011). In der Breite verfehlten die AUM überwiegend die gesetzten Ziele, was sich im anhaltenden Rückgang der Agrarvogelbestände deutlich zeigt (KLEIJN et al. 2001, 2004, 2006, KLEIJN & SUTHERLAND 2003, SUTHERLAND 2004, UTHES & MATZDORF 2013, HÖTKER & LEUSCHNER 2014, ROODBERGEN & TEUNISSEN 2014, HELDBJERG et al. 2017). Dennoch bleiben AUM ein mögliches Instrument, den Artenschutz auf landwirtschaftlichen Flächen zu verbessern. Es braucht jedoch zielartenspezifische Maßnahmen, die seitens der Landwirte akzeptiert und infolgedessen häufiger umgesetzt werden als dies bei vielen der bisherigen AUM der Fall war.

Im sächsischen Bodenbrüterprojekt wurden auf Initiative des Sächsischen Landtags von 2009 bis 2015 nutzungsintegrierte Artenschutzmaßnahmen in Vorbereitung der Erarbeitung des sächsischen Agrarumweltprogramms der aktuellen Förderperiode 2014-2020 entwickelt und erprobt (SCHMIDT et al. 2015). Dies geschah, in enger Zusammenarbeit mit örtlichen Landwirtschaftsbetrieben, für die drei vorgegebenen Zielarten Rebhuhn (*Perdix perdix*), Kiebitz (*Vanellus vanellus*) und Feldlerche (*Alauda arvensis*). Für Kiebitz und Feldlerche erfolgten umfangreiche wissenschaftliche Begleituntersuchungen, welche die Basis der Promotionsschrift bilden.

Beide Arten sind sehr gut an Offenlandlebensräume angepasst und kommen im Freistaat Sachsen nahezu ausschließlich auf Äckern vor (STEFFENS et al. 2013). Die Ansprüche sind dabei sehr unterschiedlich, was sich auf den möglichen Grad der Nutzungsintegration von Artenschutzmaßnahmen auswirkt.

Die Feldlerche bevorzugt warme, trockene Graslandschaften mit schütterer, niedriger Vegetation (z. B. JENNY 1990c, DONALD 2004), die flächenhaft besiedelt werden. Die Siedlungsdichten können dabei 10 BP/ha erreichen, liegen in der intensiv genutzten Agrarlandschaft jedoch meist deutlich unter 5 BP/ha (z. B. SCHLÄPFER 1988). Die Feldlerche ist die am besten an Äcker angepasste heimische Vogelart und mit ca. 1,3-2,0 Mio. Brutpaaren (GRÜNEBERG et al. 2015) die häufigste Offenlandvogelart Deutschlands. Der sächsische Bestand beträgt mit 80.000-160.000 Brutpaaren⁴⁴ (STEFFENS et al. 2013) nur noch ca. 60 % desjenigen zehn Jahre zuvor. In Deutschland ging die Art von 1980 bis 2005 um 29 % (SUDFELDT et al. 2008) zurück. Vergleichbare Tendenzen sind auch aus anderen Ländern, insbesondere Westeuropas, bekannt. Zahlreiche Untersuchungen belegen den zeitlichen und kontextuellen Zusammenhang zur Intensivierung der Landnutzung seit den 1950er Jahren (z. B. CHAMBERLAIN & CRICK 1999, CHAMBERLAIN et al. 2000a, CHAMBERLAIN & SIRIWARDENA 2000, SIRIWARDENA et al. 2001, DONALD 2004, NEWTON 2004, WAHL et al. 2004, GILLINGS et al. 2010, GUERRERO et al. 2012). Die vorindustriell schüttereren, zumeist niedrig bewachsenen, wildkrautreichen Äcker ähnelten den osteuropäischen Steppenhabitaten, aus denen die Art ursprünglich stammt und boten reichlich Lebensraum (PÄTZOLD 1983, DONALD 2004). Infolge der Industrialisierung der Landwirtschaft veränderten sich die Lebensbedingungen auf Äckern, insbesondere durch den verstärkten Anbau dichter, fehlstellenarmer, schnell wachsender Kulturen und Sorten (v. a. Wintergetreide und Winterraps). Der Zugang zu den Kulturbeständen ist dadurch erschwert und die Habitateignung nimmt ab Mai deutlich ab, was die für den Bestandserhalt nötigen Ersatz-, Zweit- oder Drittbruten reduziert. Günstigere, lichtere Kulturen (v. a. Sommergetreide) und wichtige Mikrohabitatstrukturen wurden seltener (vgl. z. B. ODDERSKÆR et al. 1997a, CHAMBERLAIN et al. 1999b, 2000a, SCHÖN 1999, 2011, DONALD et al. 2001c, ERAUD & BOUTIN 2002, STÖCKLI et al. 2006) oder bergen ein großes Prädationsrisiko (z. B. Fahrgassen) (DONALD et al. 2002, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009).

Angesichts der flächenhaften Verbreitung der Feldlerche zielten bisherige Artenschutzmaßnahmen meist auf eine gleichfalls flächige, mit geringem Aufwand realisierbare Aufwertung der Ackerschläge ab. In England erwiesen sich Feldlerchenfenster als besonders erfolgversprechend. Bereits zwei der ca. 20 m² großen ungesäten Kleinflächen je Hektar erhöhten die Siedlungsdichte und bewirkten weitere positive Effekte (MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005). Andere Maßnahmen beinhalteten beispielsweise die Reduzierung der Vegetationsdichte auf den Äckern, meist durch Aussaat mit doppeltem Saatreihenabstand (z. B. MORRIS et al. 2004, 2007, JOEST 2009, OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009). Die Effekte weitreihiger Saat waren meist marginal (OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009) oder blieben zumindest deutlich hinter denen der Feldlerchenfenster zurück (MORRIS et al. 2004, 2007). Meist schlossen sich die weit gesäten Reihen aufgrund des raumgreifenderen Wachstums der übrigen Pflanzen bereits ab Mai, etwa zur Mitte der Brutsaison der Feldlerche.

⁴⁴ aus der sächsischen Brutvogelkartierung 2004-2007

Der Kiebitz ist mit 63.000-100.000 Brutpaaren die häufigste heimische Limikolenart (GRÜNEBERG et al. 2015). Die Bestandsentwicklung ist anhaltend stark negativ und betrug für Deutschland ca. -57 % von 1980 bis 2005 (SUDFELDT et al. 2008) sowie für Sachsen im gleichen Zeitraum -79 % (STEFFENS et al. 2013). Hauptursache hierfür sind Änderungen in der Landwirtschaft, z. B. Drainage von Grünland und Ackerflächen, verstärkter Anbau von Winter- statt Sommergetreide oder Gelegeverluste durch zunehmenden Anbau später Sommerungen (z. B. HUDSON et al. 1994, WILSON et al. 2001, 2004).

Ursprünglich war der Kiebitz in Mitteleuropa abseits der Küsten eine Vogelart feuchter Niederungen, Moore und Auen (ONNEN & ZANG 1995). Er bevorzugt zur Brutzeit im zeitigen Frühjahr Flächen mit niedrigem, schütterem Bewuchs, oft einhergehend mit hoher Bodenfeuchte (KLOMP 1954, IMBODEN 1971, MATTER 1982, REDFERN 1982, MASON & MACDONALD 1999, SHELDON et al. 2005). Letzteres ist für die Nahrungsversorgung bedeutsam (MATTER 1982, BERG 1993, BLOMQVIST & JOHANSSON 1995, MILSOM et al. 2002), die niedrige Vegetation ermöglicht die Anwendung des arttypischen Feindvermeidungs- bzw. -abwehrverhaltens (SHRUBB 2007). Äcker wurden erst ab den 1950er Jahren verstärkt besiedelt, unter anderem als Reaktion auf die zunehmende Trockenlegung und Nutzungsintensivierung feuchten Grünlands (BAUER et al. 2005a). Die Präferenz liegt dabei einerseits auf Nassstellen, wobei der Brutplatz einige 10er- bis 100er-Meter abseits liegen kann, sowie auf noch unbestellten oder frisch gesäten Äckern mit Sommerungen. Insbesondere Nassstellen sind sehr gut für eine kiebitzgerechte Aufwertung geeignet, da sie auch aus Sicht des Landwirts Minderertrags- oder Ertragsrisikostandorte sind, deren Drainage finanzielle Ressourcen bindet und zudem oft nicht von Dauer ist. Nicht selten brüten mehrere Paare kolonieartig eng beisammen, wobei insbesondere um Nassstellen auf Äckern hohe Siedlungsdichten bis 6 BP/ha erreicht werden (GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. 1999a).

Dieser punktuellen Ansiedlung entsprechend, wurden im Bodenbrüterprojekt so genannte Kiebitzinseln entwickelt und erprobt. Die 61 meist 1 bis 2 ha großen Flächen in Wintergetreide und Wintererbsen wurden bei der Bestellung im Herbst zwar geackert, aber nicht bestellt und verblieben als selbstbegrünte, einjährige Brache bis zum Sommer des Folgejahres. Die Flächen lagen inmitten der Schläge und sollten als Brutplatz und Aufzuchthabitat dienen.

Für die flächenhaft vorkommende Feldlerche wurden Feldlerchenfenster (n=20) und die Anlage zusätzlicher Fahrgassen (n=10) von 2011 bis 2013 getestet. Die letztere Maßnahme ist eine Anpassung der bis dato wenig erfolgreichen Maßnahme „Weitreichige Saat“, indem zusätzliche, bei der Bewirtschaftung nicht benötigte Fahrgassen angelegt wurden. Zur Minimierung des Prädationsrisikos erhielten die zusätzlichen Fahrgassen keinen Anschluss an das Vorgewende, sondern endeten ca. 20 m entfernt im Bestand.

Die Entwicklung der Erprobungsmaßnahmen geschah durch die Projektmitarbeiter des Fördervereins Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.⁴⁵ in enger Zusammenarbeit mit dem Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) und in Abstimmung mit dem Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL). Die Landwirte wurden per Werkvertrag auf Jahresbasis gebunden, Ertragsausfall und Mehraufwand vergütet. Die Flächenauswahl erfolgte durch die Projektmitarbeiter gemeinsam mit den Landwirten, oft in Abstimmung mit örtlichen Ornithologen. Die Umsetzung oblag den Landwirten, denen dazu entsprechende Leistungsbeschreibungen zur Verfügung gestellt wurden.

Die Begleituntersuchungen umfassten die Dokumentation der Nutzung der Maßnahmenflächen durch die Zielart und weitere Arten sowie die Erfassung der Vegetationsentwicklung. Dieselben Untersuchungen wurden auf geeigneten Vergleichsflächen durchgeführt. Des Weiteren wurden verschiedene

⁴⁵ bis 31.12.2010 Trägerverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.

Strukturparameter (z. B. Flächengröße der Kiebitzinseln, Anzahl der Feldlerchenfenster, Abstand der Kiebitzinseln zu Vertikalstrukturen) registriert, um mögliche Einflussfaktoren auf die Besiedlung durch die Zielart oder deren Bruterfolg zu ermitteln. Die Stärke des Einflusses der Faktoren wurde mittels statistischer Modelle quantifiziert.

Von Feldlerchenfenstern war bekannt, dass sie die Territorien-, Nest-, Paar- bzw. Individuendichte erhöhen können (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, FISCHER et al. 2009, JOEST 2009, MORRIS 2009, OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009, CIMIOTTI et al. 2011, DACHVERBAND DER BIOLOGISCHEN STATIONEN IN NRW & LANUV NRW 2011, SÄCHS. LFULG 2011). Weitere positive Effekte früherer Studien umfassten die geringere Abnahme der Territorien- und Nestdichte zum Ende der Brutsaison (ODDERSKÆR et al. 1997a, DONALD & MORRIS 2005, MORRIS et al. 2007, FISCHER et al. 2009, JOEST 2009, MORRIS 2009), Steigerungen der Gelegegröße und der Anzahl aufgezogener Jungvögel (MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, COOK et al. 2007, MORRIS & GILROY 2008, MORRIS 2009) sowie eine häufigere bzw. intensivere Nutzung der Fenster zur Nahrungssuche (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, DONALD & MORRIS 2005, FISCHER et al. 2009, MORRIS 2009). Keine oder nur marginale Effekte gab es hinsichtlich der Artenvielfalt und der Abundanz von Invertebraten im Vergleich zum Kulturbestand (ODDERSKÆR et al. 1997a, MORRIS et al. 2004, 2007, COOK et al. 2007, SMITH et al. 2009), der Prädationsrate von Gelegen und nicht-flüggel Jungvögeln (COOK et al. 2007, MORRIS et al. 2007) und des Nestlingsgewichts (MORRIS et al. 2007).

Im Rahmen dieser Arbeit wurden im sächsischen Bodenbrüterprojekt Feldlerchenfenster erstmals über mehrere Jahre in einer intensiv industriell bewirtschafteten Agrarlandschaft Mitteleuropas erprobt. Dabei wurde ebenfalls eine deutliche Erhöhung der Territoriedichte festgestellt. Auf den zehn Wintergetreidefeldern mit Feldlerchenfenstern gab es etwa doppelt so viele Feldlerchenterritorien wie auf den schlaginternen Vergleichsflächen ohne Fenster. Die Erhöhung der Territoriedichte betraf dabei, im Gegensatz zu Ergebnissen von MORRIS et al. (2007), FISCHER et al. (2009) und CIMIOTTI et al. (2011), beide Brutzeiträume (früh: April/Mai bzw. spät: Juni/Juli) gleichermaßen, wobei vom frühen zum späten Brutzeitraum unabhängig von der Ausstattung mit Feldlerchenfenstern ein deutlicher Rückgang der Territoriedichte zu konstatieren war (mit Fenstern, April/Mai: 6,1; Juni/Juli: 3,8; ohne Fenster, April/Mai: 3,2; Juni/Juli: 1,9 Territorien je 10 ha). Dennoch wurden mit Anlage von Feldlerchenfenstern auch spät in der Saison, wenn die Kulturpflanzen hohe Dichten erreichen, noch etwa die Siedlungsdichten erreicht, wie zu Saisonbeginn ohne Fenster.

Erstmals wurden Feldlerchenfenster auch in Winterraps getestet, wobei die Fenster, den raumgreifenden Habitus der Rapspflanzen berücksichtigend, mit ca. 40 m² etwa doppelt so groß angelegt wurden. Die Effekte im Raps waren denen im Wintergetreide vergleichbar, blieben aber im Ausmaß trotz der doppelt so großen Fenster leicht zurück (mit Fenstern, April/Mai: 5,1; Juni/Juli: 2,4; ohne Fenster, April/Mai: 3,4; Juni/Juli: 0,8 Territorien je 10 ha).

Der Einfluss der Kulturart und saisonale Effekte gehen auch aus der statistischen Modellierung der steuernden Faktoren hervor. So ist beispielsweise bei Anlage der Feldlerchenfenster in Wintergetreide mit einer Erhöhung der Territoriedichte um ca. 60 % gegenüber Winterraps zu rechnen. Kulturartenunabhängig ist durch Anlage von Feldlerchenfenstern eine signifikante Steigerung der Siedlungsdichte der Zielart um ca. 20-40 % zu erwarten.

Die Erprobung der Anlage zusätzlicher Fahrgassen in Wintergetreide ergab, dass die Maßnahme eine sehr gute Alternative zu Feldlerchenfenstern ist. Anders als bei früheren Versuchen mit weitreihiger Saat (z. B. MORRIS et al. 2004, 2007) erhöhte sich die Dichte der Feldlerchenterritorien mit Anlage zusätzlicher Fahrgassen annähernd vergleichbar zu Flächen mit Feldlerchenfenstern (mit zusätzlichen

Fahrgassen, April/Mai: 4,2; Juni/Juli: 3,6; ohne zusätzliche Fahrgassen, April/Mai: 2,6; Juni/Juli: 1,6 Territorien je 10 ha).

Für beide Maßnahmen erfolgten auch Erfassungen zusätzlicher Vogelarten (siehe hierzu SCHMIDT et al. 2015), die jedoch nur marginale Effekte ergaben. Lediglich die Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*) wurde so häufig festgestellt, dass eine Wirkung der Feldlerchenfenster bzw. der zusätzlichen Fahrgassen wahrscheinlich ist.

Beide Maßnahmen erwiesen sich als gut akzeptiert seitens der Landwirte und sind grundsätzlich leicht umsetzbar. Nichtsdestotrotz war insbesondere bei der Anlage von Feldlerchenfenstern die Fehlerquote erstaunlich hoch (25 %). Dies ließe sich durch die Implementation eines Programmtools zur Anlage von Feldlerchenfenstern in die Steuerungssoftware der Landmaschinen jedoch leicht verbessern.

Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen führen annähernd zu einer Verdoppelung der Territorienichte der Feldlerche. Gleichzeitig sind Mehraufwand und Ertragsausfall sehr gering. Angesichts dieses Potenzials beider Maßnahmen wäre eine flächenhafte Umsetzung erstrebenswert, um den rapiden Bestandsrückgang der Feldlerche aufzuhalten.

Die Erprobung der Kiebitzinseln ergab, dass diese sehr viel stärker von Kiebitzen besiedelt wurden als unbehandelte Vergleichsflächen (Kiebitzinseln 65 %, Vergleichsflächen 37 %). Die auch im Vergleich mit Ergebnissen aus England hohe Akzeptanz der Kiebitzinseln (vgl. CHAMBERLAIN et al. 2009: 40 %, MACDONALD et al. 2012: 33 %) ist vermutlich auf die zielgerichtete Beratung der Landwirte zur Anlage der Flächen zurückzuführen. Noch deutlicher wird der positive Effekt der Kiebitzinseln beim Brutgeschehen. Während auf 26 Maßnahmenflächen 64 Kiebitzpaare brüteten, wovon bei 24 Paaren nachweislich Junge schlüpften, wurden lediglich 9 Vergleichsflächen von 18 Paaren zur Brut genutzt, 11 davon blieben erfolglos.

Neben der Ausstattung mit einer Kiebitzinsel waren dabei vor allem drei Faktoren für eine Ansiedlung verantwortlich: (1) niedriger, schütterer Bewuchs; (2) Anordnung der Kiebitzinsel an einem traditionellen Brutplatz; (3) Vorhandensein einer Nassstelle. Dies stimmt überein mit Befunden zahlreicher Autoren zur generellen Brutplatzwahl des Kiebitzes, welcher bei großer Brutorttreue (z. B. HEIM 1962, 1978, KRAAK et al. 1940, ONNEN 1989, THOMPSON et al. 1994) Flächen mit spärlicher, kurzer Vegetation, oft einhergehend mit hoher Bodenfeuchte bzw. Vernässung, präferiert (vgl. z. B. KLOMP 1954, IMBODEN 1971, TROLLIET 2003, SHELDON et al. 2005). Trotz der Anlage der Kiebitzinseln bereits im Herbst des Vorjahres blieben diese insbesondere an Nassstellen bis ins Frühjahr weitgehend vegetationsfrei und der Bewuchs überschritt erst im Mai 20 cm Höhe. Dies erlaubte den Kiebitzen die Anwendung ihres arttypischen Feindvermeidungsverhaltens (vgl. z. B. SHRUBB 2007) und erhöhte die Wahrscheinlichkeit des Schlupferfolgs.

Im Vergleich der Kiebitzinseln untereinander erwies sich deren Flächeninhalt als mit Abstand bedeutendster Faktor für den Erfolg. Zwei Drittel der Bruten und 80 % der Brutpaare konzentrierten sich auf die 31 größten Kiebitzinseln mit mehr als 1,8 ha Fläche. Während auf den drei größten Kiebitzinseln >3 ha jeweils mindestens zwei Kiebitzpaare brüteten, blieben von den 30 kleinsten Kiebitzinseln mit maximal 1,8 ha Fläche 21 ohne Bruten. In Konsequenz ergibt sich, dass Kiebitzinseln eine Mindestgröße von ca. 2 ha aufweisen sollten. Dies widerspricht dem Bestreben vieler Landwirte nach möglichst kleinen Maßnahmenflächen. Daraus wird deutlich, dass es gezielte Beratung braucht, um insbesondere an Nassstellen und traditionellen Brutplätzen hinreichend große Kiebitzinseln einzurichten.

In Übereinstimmung mit Ergebnissen der Untersuchungen aus England (CHAMBERLAIN et al. 2009, MACDONALD et al. 2012) erwiesen sich die Kiebitzinseln als multifunktionale AUM. Neben der Zielart profitierten zahlreiche Arten, insbesondere Feldlerche und Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*), wobei letztere auf 65 % der Kiebitzinseln, aber nur auf 17 % der Vergleichsflächen vorkam. Zudem wurden 140 Pflanzenarten festgestellt, darunter mit dem Blauen Wasser-Ehrenpreis (*Veronica anagallis-aquatica*) und dem Acker-Filzkraut (*Filago arvensis*) auch zwei Arten der sächsischen bzw. deutschen Roten Listen (LUDWIG & SCHNITTLER 1996, SCHULZ 2013).

Auch für die Kiebitzinseln erfolgte eine Dokumentation der korrekten Umsetzung der Maßnahme seitens der Landwirte entsprechend der Leistungsbeschreibung zur Bewertung der Praktikabilität. 43 der 61 Kiebitzinseln wurden korrekt umgesetzt. Zudem erwies sich die Maßnahme als sehr gut akzeptiert. 14 der 15 Betriebe wiederholten die Maßnahme mindestens 1x, acht Landwirte blieben bis zum Abschluss des Projekts dabei.

Im Ergebnis erwiesen sich alle drei Maßnahmen als erfolgreich. Sie wurden von den Zielarten angenommen und sind daher grundsätzlich geeignet, positive Effekte auf die Bestände von Feldlerche oder Kiebitz zu entfalten. Sie sind zudem vergleichsweise einfach umsetzbar und wurden von den am Projekt beteiligten Landwirten wiederholt realisiert. Mit der Anlage von Kiebitzinseln an Nasstellen lassen sich zudem Synergieeffekte für andere Tier- und Pflanzenarten sowie für den Biotopverbund erzielen. Die untersuchten Maßnahmen stellen damit geeignete AUM dar, die bei hinreichender Anwendung das Potenzial haben, die derzeit negativen Bestandstrends der Zielarten zu verlangsamen, zu stabilisieren oder sogar umzukehren. Zur Förderung der Umsetzung erscheint insbesondere im Fall der Kiebitzinseln eine fachliche Beratung der Landwirte unabdingbar.

Im Ergebnis des sächsischen Bodenbrüterprojekts wurde eine flächendeckende naturschutzfachliche Beratung für Landwirte im Freistaat Sachsen 2015 eingeführt. Die Berater selbst wurden 2014 entsprechend geschult. Kiebitzinseln als selbstbegrünte Brache sind im aktuellen Agrarumweltprogramm als AUM enthalten (SMUL 2015). Feldlerchenfenster oder zusätzliche Fahrgassen müssen von allen Landwirten, die Maßnahmen des Programms beantragen als Zulassungsvoraussetzung angelegt werden (SMUL 2015).

Literatur

Hinweise: Das Literaturverzeichnis enthält ausschließlich die Referenzen des Rahmentextes (Kap. 1-5, 8, Anhang). Die Zitationen der beiden Artikel finden sich in den entsprechenden Kapiteln (Kap. 6 und 7). Die Abkürzungen der Zeitschriften folgen, soweit gelistet, den ISI-Empfehlungen gemäß www.efm.leeds.ac.uk/~mark/ISLabbr.

- Aebischer NJ, Robertson PA & Kenward RE (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. *Ecol.* 74: 1313-1325.
- Aebischer NJ, Green RE & Evans AD (2000): From science to recovery – four case studies of how research has been translated into conservation action in the UK. In: Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (Hrsg.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proc. of the 1999 BOU Spring Conference. British Ornithologists' Union, Southampton, UK, 43-54.
- Ansorge H (2009): Rotfuchs – *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758). In: Hauer S, Ansorge H & Zöphel U (Hrsg.): Atlas der Säugetiere Sachsens, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft & Geologie, Dresden, 275-277.
- Ausden M & Hirons GJM (2002): Grassland nature reserves for breeding wading birds in England and the implications for the ESA agri-environment scheme. *Biol. Conserv.* 106: 279-291.
- Baines D (1990): The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grasslands. *J. Anim. Ecol.* 59: 915-929.
- Baker DJ, Freeman SN, Grice PV & Siriwardena GM (2012): Landscape-scale responses of birds to agrienvironment management – a test of the English Environmental Stewardship scheme. *J. Appl. Ecol.* 49: 871-882.
- Balmer DE, Gillings S, Caffrey BJ, Swann RL, Downie IS & Fuller RJ (2013): Bird Atlas 2007-11 – the breeding and wintering birds of Britain and Ireland. BTO Books, Thetford, UK.
- Bani L, Massimino D, Orioli V, Bottoni L & Massa R (2009): Assessment of population trends of common breeding birds in Lombardy, Northern Italy, 1992-2007. *Ethol. Ecol. Evol.* 21: 27-44.
- Barthel PH & Helbig AJ (2005): Artenliste der Vögel Deutschlands. *Limicola* 19: 89-111.
- Bartoń K (2015): Package 'MuMIn' – Multi-model Inference. Version 1.15.1, July 3, 2015. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (27.04.2016).
- Bastian O & Syrbe RU (2005): Naturräume in Sachsen – eine Übersicht. In: Landesverein Sächsischer Heimatschutz e. V. (Hrsg.): Landschaftsgliederungen in Sachsen. Dresden, 9-24.
- Batáry P, Báldi A, Kleijn D & Tschardt T (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management – a meta-analysis. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 278: 1894-1902.
- Batáry P, Dicks LV, Kleijn D & Sutherland WJ (2015): The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conserv. Biol.* 29: 1006-1016.
- Bates D, Mächler M, Bolker BM & Walker SC (2015): Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67: 1-48.

- Bauer HG, Fiedler W & Bezzel E (2005a): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Bd. 1 Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. 2. Aufl., Aula, Wiebelsheim.
- Bauer HG, Fiedler W & Bezzel E (2005b): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Bd. 2 Passeriformes – Sperlingsvögel. 2. Aufl., Aula, Wiebelsheim.
- Beecher NA, Johnson RJ, Brandle JR, Case RM & Young LJ (2002): Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conserv. Biol.* 16: 1620-1631.
- Beintema AJ & Müskens GJDM (1987): Nesting success of birds breeding in dutch agricultural grasslands. *J. Appl. Ecol.* 24: 743-758.
- Beintema AJ, Dunn E & Stroud DA (1997): Birds and wet grassland. In: Pain DJ & Pienkowski MW (Hrsg.): Farming and birds in Europe – the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation. Academic Press, London, UK, 269-296.
- Bellebaum J & Bock C (2009): Influence of ground predators and water levels on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding success in two continental wetlands. *J. Ornithol.* 150: 221-230.
- Bengtsson J, Ahnström J & Weibull AC (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance – a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 42: 261-269.
- Benton TG, Vickery JA & Wilson JD (2003): Farmland biodiversity – is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18: 182-188.
- Berg Å (1993): Habitat selection by monogamous and polygamous Lapwings on farmland – the importance of foraging habitats and suitable nest sites. *Ardea* 81: 99-105.
- Berg Å, Lindberg T & Källebrink KG (1992): Hatching success of Lapwings on farmland – differences between habitats and colonies of different sizes. *J. Anim. Ecol.* 61: 469-476.
- Berg Å, Lindberg T & Källebrink KG (1994): Åkerhäckande tofsvipor *Vanellus vanellus* – kan bonden rädda häckningarna? [Ackerbruten des Kiebitzes *Vanellus vanellus* – können Landwirte die Nester schützen?] *Ornis Svecica* 4: 183-185. (Schwedisch mit englischer Zusammenfassung).
- Berg Å, Jonsson M, Lindberg T & Källebrink KG (2002): Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis* 144: E131-E140.
- Beser HJ (1987): Zur Gelegegröße des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*). *Charadrius* 23: 174-182.
- Beser HJ & von Helden-Sarnowski S (1982): Zur Ökologie einer Ackerpopulation des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*). *Charadrius* 18: 93-113.
- BfN [Bundesamt für Naturschutz] (Hrsg.) (2017a): Agrar-Report 2017 – Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
http://www.bfn.de/fileadmin/BfN/landwirtschaft/Dokumente/BfN-Agrar-Report_2017.pdf
(10.07.2017)
- BfN [Bundesamt für Naturschutz] (Hrsg.) (2017b): FloraWeb. <http://www.floraweb.de> (07.07.2017).
- Biologische Station Gütersloh/Bielefeld & Biologische Station Ravensberg (Hrsg.) (o. J.): Praktischer Schutz der Feldlerchen (*Alauda arvensis*) im Kreis Gütersloh und im Kreis Herford. Abschlussbericht für die Jahre 2005-2007.
<http://www.biostation-gt-bi.de/document.php?db=1313590174> (13.05.2009).

- BirdLife Bulgaria (Hrsg.) (2016): Тенденция на популацията на полска чучулига за периода 2005-2014 – Полска чучулига (*Alauda arvensis*) [Bestandsentwicklung der Feldlerche (*Alauda arvensis*) im Zeitraum 2005-2014]. (Bulgarisch).
<http://www.bspb.org/monitoring/bg/product-view/2/12.html> (31.08.2016).
- BirdLife International (Hrsg.) (2004): Birds in Europe – Population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series 12, Cambridge, UK.
- BirdLife International (Hrsg.) (2012): *Alauda arvensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T22717415A38717981. <http://www.iucnredlist.org/details/22717415/0> (22.08.2016).
- BirdLife International (Hrsg.) (2015a): European Red List of birds. Office for official publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International (Hrsg.) (2015b): European Red List of birds. *Alauda arvensis*. Online species fact-sheet.
http://www.birdlife.org/datazone/userfiles/file/Species/erlob/summarypdfs/22717415_alauda_arvensis.pdf (22.08.2016).
- BirdLife International (Hrsg.) (2015c): European Red List of birds. *Vanellus vanellus*. Online species fact-sheet.
http://www.birdlife.org/datazone/userfiles/file/Species/erlob/summarypdfs/22693949_vanellus_vanellus.pdf (18.05.2016).
- BirdLife International (Hrsg.) (2015d): *Vanellus vanellus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22693949A82827740. <http://www.iucnredlist.org/details/22693949/0> (10.05.2016).
- BirdLife International (Hrsg.) (2016): Species factsheet *Alauda arvensis*. <http://www.birdlife.org> (22.08.2016).
- Birrer S, Spiess M, Herzog F, Jenny M, Kohli L & Lugin B (2007): The Swiss agri-environment scheme promotes farmland birds – but only moderately. J. Ornithol. 148 Suppl. 2: S295-S303.
- Birrer S, Balmer O, Graf R & Jenny M (2009): Biodiversität im Kulturland – vom Nebenprodukt zum Marktvorteil. Mitt. Julius Kühn-Inst. 421: 21-29.
- Blomqvist D, & Johansson OC (1995): Trade-offs in nest site selection in coastal populations of Lapwings *Vanellus vanellus*. Ibis 137: 550-558.
- Boatman ND, Brickle NW, Hart JD, Milsom TP, Morris AJ, Murray AWA, Murray KA & Robertson PA (2004): Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. Ibis 146 Suppl. 2: 131-143.
- Bodey TW, McDonald RA, Sheldon RD & Bearhop S (2011): Absence of effects of predator control on nesting success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* – implications for conservation. Ibis 153: 543-555.
- Bolker BM, Brooks ME, Clark CJ, Geange SW, Poulsen JR, Stevens MHH & White JSS (2009): Generalized linear mixed models – a practical guide forecology and evolution. Trends Ecol. Evol. 24: 127-135.
- Boller EF, Avilla J, Joerg E, Malavolta C, Wijnands FG & Esbjerg P (Hrsg.) (2004): Integrated Production – principles and technical guidelines. 3rd ed., IOBC/WPRS Bull. 27 (2), IOBC Commission on IP Guidelines and Endorsement, Swiss Federal Research Station of Horticulture, Wädenswil, Schweiz.
http://www.iobc-wprs.org/ip_ipm/01_IOBC_Principles_and_Tech_Guidelines_2004.pdf (06.07.2016).

- Bollmeier M (1992): Brutbestandserfassung von Kiebitz *Vanellus vanellus*, Großem Brachvogel *Numenius arquata* und Uferschnepfe *Limosa limosa* 1992 in Südniedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 24: 77-95.
- Bolton MR, Tyler G, Smith K & Bamford R (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. J. Appl. Ecol. 44: 534-544.
- Both C, Piersma T & Roodbergen SP (2005): Climatic change explains much of the 20th century advance in laying date of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in The Netherlands. Ardea 93: 79-88.
- Both C, van Turnhout CAM, Bijlsma RG, Siepel H, van Strien AJ & Foppen RPB (2010): Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. P. Roy. Soc. Lond. B Bio. 277: 1259-1266.
- Braae L, Nøhr H, Petersen BS & Ornis Consult ApS (1988): Fuglefaunaen på konventionelle og økologiske landbrug – Sammenlignende undersøgelser af fuglefaunaen, herunder virkningen af bekæmpelsesmidler [Vergleichende Studie der Vogelwelt in konventionell und ökologisch bewirtschafteten Landwirtschaftsgebieten unter besonderer Berücksichtigung der Effekte des Pestizideinsatzes]. Miljøprojekt 102, Miljøstyrelsen, København, Danmark. (Dänisch mit englischer Zusammenfassung).
- Bradbury RB & Allen DS (2003): Evaluation of the impact of the pilot UK Arable Stewardship Scheme on breeding and wintering birds. Bird Study 50: 131-141.
- Bradbury RB, Browne SJ, Stevens DK & Aebischer NJ (2004): Five-year evaluation of the impact of the Arable Stewardship Pilot Scheme on birds. Ibis 146 Suppl. 2: 171-180.
- Bright JA, Morris AJ & Winspear R (2008): A review of indirect effects of pesticides on birds and mitigating land-management practices. RSPB Research Report 28, The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK.
https://www.rspb.org.uk/Images/bright_morris_winspear_tcm9-192457.pdf (20.02.2017).
- Bright JA, Morris AJ, Field RH, Cooke AI, Grice PV, Walker LK, Fern J & Peach WJ (2015): Higher-tier agri-environment scheme enhances breeding densities of some priority farmland birds in England. Agr. Ecosyst. Environ. 203: 69-79.
- Brookes D, Bater J, Jones H & Shah PA (1995): Invertebrate and weed-seed food sources for birds in organic and conventional farming systems. In: BTO [British Trust for Ornithology] & Institute of Arable Crop Research (Hrsg.): The effect of organic farming regimes on breeding and winter bird populations. BTO Research Report 154, Part IV.
https://www.bto.org/sites/default/files/shared_documents/publications/research-reports/1995/rr154.pdf (20.01.2017).
- Browne SJ, Vickery JA & Chamberlain DE (2000): Densities and population estimates of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in Britain in 1997. Bird Study 47: 52-65.
- Brüggemann T (2009): Feldlerchenprojekt – 1000 Fenster für die Lerche. Natur in NRW 3/2009: 20-21.
- Brüggemann T (2010): Fast 9000 Fenster für die Feldlerche. Natur in NRW 1/2010: 29-31.
- BTO [British Trust for Ornithology] (Hrsg.) (2016): Breeding Birds in the Wider Countryside – Skylark *Alauda arvensis*. <https://www.bto.org/birdtrends2010/wcrskyla.shtml> (05.09.2016).
- BTO [British Trust for Ornithology] (Hrsg.) (2017): About Birds – Species focus – Skylark. <https://www.bto.org/about-birds/species-focus/skylark> (30.08.2017).

- Buckingham DL (2001): Within-field habitat selection by wintering skylarks *Alauda arvensis* in south-west England. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 149-158.
- Buckingham DL, Evans AD, Morris AJ, Orsman CJ & Yaxley R (1999): Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. *Bird Study* 46: 157-169.
- Bührer W (2001): 50 Jahre Düngemittelstatistik in Deutschland. *WISTA* 5/2001: 367-371.
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/WirtschaftStatistik/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/50JahreDuengemittelstatistik_52001.pdf?__blob=publicationFile (21.06.2016).
- Burnham KP & Anderson DR (2002): Model selection and multimodel inference – a practical information-theoretic approach. 2nd ed., Springer, New York, NY, USA.
- Burnham KP & Anderson DR (2004): Multimodel inference – understanding AIC and BIC in model selection. *Sociol. Method. Res.* 32: 261-304.
- Burnham KP & Anderson DR (2014): *P* values are only an index to evidence – 20th- vs. 21st-century statistical science. *Ecol.* 95: 627-630.
- Burton RJF & Schwarz G (2013): Result-oriented agri-environmental schemes in Europe and their potential for promoting behavioural change. *Land Use Policy* 30: 628-641.
- Butler SJ, Boccaccio L, Gregory RD, Voříšek P & Norris K (2010): Quantifying the impact of land-use change to European farmland bird populations. *Agr Ecosyst Environ* 137: 348-357.
- BVL [Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit] (Hrsg.) (2015): Absatz von Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland 2014 – Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz für das Jahr 2014. Braunschweig.
http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/meld_par_19_2014.pdf;jsessionid=A291EFB6C6BE209FB15EE4BF11386F39.2_cid350?__blob=publicationFile&v=5 (28.06.2016).
- Cade BS (2015): Model averaging and muddled multimodel inferences. *Ecol.* 96: 2370-2382.
- Calcagno V (2015): Package ‘glmulti’ – Model selection and multimodel inference made easy. Version 1.0.7, February 19, 2015. <https://cran.r-project.org/package=glmulti> (17.12.2015).
- Campbell LH, Avery MI, Donald PF, Evans AD, Green RE & Wilson JD (1997): A review of the indirect effects of pesticides on birds. JNCC Report 227. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.
http://jncc.defra.gov.uk/pdf/JNCC227_web.pdf (18.01.2017)
- Chamberlain DE & Crick HQP (1999): Population declines and reproductive performance of Skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of the United Kingdom. *Ibis* 141: 38-51.
- Chamberlain DE & Siriwardena GM (2000): The effects of agricultural intensification on Skylarks (*Alauda arvensis*) – Evidence from monitoring studies in Great Britain. *Environ. Rev.* 8: 95-113.
- Chamberlain DE, Wilson JD & Fuller RJ (1995): A comparison of breeding and winter bird populations on organic and conventional farmland. In: BTO [British Trust for Ornithology] & Institute of Arable Crop Research (Hrsg.): The effect of organic farming regimes on breeding and winter bird populations. BTO Research Report 154, Part II.
https://www.bto.org/sites/default/files/shared_documents/publications/research-reports/1995/rr154.pdf (20.01.2017).

- Chamberlain DE, Wilson JD & Fuller RJ (1999a): A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* 88: 307-320.
- Chamberlain DE, Wilson AM, Browne SJ & Vickery JA (1999b): Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *J. Appl. Ecol.* 36: 856-870.
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RGH, Duckworth JC & Shrubbs M (2000a): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.* 37: 771-788.
- Chamberlain DE, Vickery JA & Gough SU (2000b): Spatial and temporal distribution of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type in periods of population increase and decrease. *Ardea* 88: 61-73.
- Chamberlain DE, Gough SU, Anderson GQA, MacDonald MA, Grice PV & Vickery JA (2009): Bird use of cultivated fallow 'Lapwing plots' within English agri-environment schemes. *Bird Study* 56: 289-297.
- Chamberlain DE, Joys A, Johnson PJ, Norton L, Feber RE & Fuller RJ (2010): Does organic farming benefit farmland birds in winter? *Biol. Lett.* 6: 82-84.
- Chevillat V, Stöckli S, Birrer S, Jenny M, Graf R, Pfiffner L & Zellweger-Fischer J (2017): Mehr und qualitativ wertvollere Biodiversitätsförderflächen dank Beratung. *Agrarforschung Schweiz* 8: 232-239.
- Christensen KD, Jakobsen EM & Nøhr H (1996): A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 90: 21-28.
- Cimiotti D, Hötter H, Schöne F & Pinggen S (2011): Projekt „1000 Äcker für die Feldlerche“ des Naturschutzbundes Deutschland in Kooperation mit dem Deutschen Bauernverband – Abschlussbericht – Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen; NABU-Bundesverband, Berlin; Deutscher Bauernverband, Berlin.
https://bergenhusen.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/feldlerche/feldlerchenprojekt_abschlussbericht.pdf (04.09.2012).
- Cimiotti D, Hötter H, Bähker U, Breitsameter L, Hönisch B, Laumeier T, Mäck U, Melter J, Reinhard A, Röder N, Schimkat J, Schmidt JU & Sohler J (2016): Schutzmaßnahmen für den Kiebitz in der Agrarlandschaft – Ergebnisse der Feldversuche 2015 – Bericht im Rahmen des Kiebitz-Projektes im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- Cimiotti D, Hötter H, Avé M, Bähker U, Böhner H, Hönisch B, Kapoun O, Kilian J, Laumeier T, Mäck U, Melter J, Reinhard A, Röder N, Sommerhage M, Sohler J & Theiß H (2017): Schutzmaßnahmen für den Kiebitz in der Agrarlandschaft – Ergebnisse der Feldversuche 2016 – Bericht im Rahmen des Kiebitz-Projektes im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/kiebitzprojekt_ergebnisse_der_feldversuche_2016_final_mit_anhang.pdf (14.07.2017).
- Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (2007): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK.

- Clothier L (2013): Campaign for the farmed environment – entry level stewardship option uptake. Defra Agricultural Change and Environment Observatory Research Report 32.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/183937/defra-stats-foodfarm-environ-obs-research-setaside-farmenviroment-ELSinCFEjan13-130214.pdf (11.07.2016).
- Committee on Twenty-First Century Systems Agriculture (2010): Toward sustainable agricultural systems in the 21st century. National Academies Press, Washington, DC, USA.
https://www.nap.edu/login.php?record_id=12832&page=https%3A%2F%2Fwww.nap.edu%2Fdownload%2F12832 (07.07.2016)
- Cook SK, Morris AJ, Bradbury A, Henderson IG, Smith BM, Holland JM, Jones NE, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ & Harris SJ (2007): Assessing the integrated effects of crop and margin management. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (Hrsg.): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 524-635.
- CRBPO [Le Centre de Recherches par le Bagueage des Populations d'Oiseaux] (Hrsg.) (2009): Bilan STOC 2009 [Ergebnisse des Monitorings häufiger Vogelarten 2009]. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, Frankreich. (Französisch).
http://vigienature.mnhn.fr/sites/vigienature.mnhn.fr/files/uploads/bilan2009_pdf.pdf (05.09.2016).
- Dachverband der Biologischen Stationen in NRW [Nordrhein-Westfalen] und LANUV NRW [Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (2011): 1000 Fenster für die Lerche – Ergebnisse der NRW-Erfolgskontrolle. Natur in NRW 1/2011: 20-23.
- Dallimer M, Gaston KJ, Skinner AMJ, Hanley N, Acs S & Armsworth PR (2010): Field-level bird abundances are enhanced by landscape-scale agri-environment scheme uptake. Biol. Lett. 6: 643-646.
- Daunicht WD (1998): Zum Einfluß der Feinstruktur in der Vegetation auf die Habitatwahl, Habitatnutzung, Siedlungsdichte und Populationsdynamik von Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in großparzelligem Ackerland. Dissertation, Universität Bern, Schweiz.
- Davey CM, Vickery JA, Boatman ND, Chamberlain DE, Parry HR & Siriwardena GM (2010): Assessing the impact of Entry Level Stewardship on lowland farmland birds in England. Ibis 152: 459-474.
- Decker A, Schmidt C, Lein M, Lachor M & Thiem K (2011): Welche Landschaftsstrukturenausstattung braucht die Agrarlandschaft Sachsens? – Der Beitrag der historischen Landschaftsanalyse. Archiv für Forstwesen & Landschaftsökologie 45: 131-141.
- DEFRA [Department for Environment, Food and Rural Affairs] (Hrsg.) (2001): The Countryside Stewardship Scheme – new arable options from 2002. PB6227, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
http://adlib.everysite.co.uk/resources/000/030/142/CSS_arableoptions.pdf (16.03.2017).
- DEFRA [Department for Environment, Food and Rural Affairs] (Hrsg.) (2003): Entry Level Agri-Environment Scheme Pilot – Scheme Guidance Booklet. PB8033, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
<http://www.adlib.ac.uk/resources/000/019/530/elspilotschemebooklet.pdf> (02.06.2017).

- DEFRA [Department for Environment, Food and Rural Affairs] (Hrsg.) (2005a): Entry Level Stewardship Handbook – Terms and conditions and how to apply. PB10355, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20100429120916/http://www.naturalengland.org.uk/Images/elshandbook2005_tcm6-6506.pdf (02.06.2017).
- DEFRA [Department for Environment, Food and Rural Affairs] (Hrsg.) (2005b): Higher Level Stewardship Handbook – Terms and conditions and how to apply. PB10328, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
<http://adlib.eversysite.co.uk/resources/000/251/202/hls-handbook.pdf> (16.03.2017).
- Delignette-Muller ML & Dutang C (2015): fitdistrplus – an R package for fitting distributions. *J. Stat. Softw.* 64: 1-34.
- Delius JD (1963): Das Verhalten der Feldlerche. *Ethol.* 20: 297-348.
- Delius JD (1965): A population study of Skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* 107: 466-492.
- Devereux CL, McKeever CU, Benton TG & Whittingham MJ (2004): The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146 Suppl. 2: 115-122.
- Diamond J (2002): Evolution, consequences and future of plant and animal domestication. *Nature* 418: 700-707.
- Die Bundesregierung (Hrsg.) (2017): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Steffi Lemke, Harald Ebner, Annalena Baerbock, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/11877 – Stummer Frühling – Verlust von Vogelarten.
<http://dip21.bundestag.de/dip21/btd/18/121/1812195.pdf> (10.07.2017).
- Dillon IA, Morris AJ, Bailey CM & Uney G (2009): Assessing the vegetation response to differing establishment methods of Skylark Plots in winter wheat at Grange Farm, Cambridgeshire, England. *Conserv. Evid.* 6: 89-97.
- DO-G [Deutsche Ornithologen-Gesellschaft] & DDA [Dachverband Deutscher Avifaunisten] (2011): Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Agrarlandschaft. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 42: 175-184.
- DOF [Dansk Ornitologisk Forening] (Hrsg.) (2017a): Sanglærke (*Alauda arvensis*) [Feldlerche (*Alauda arvensis*)]. (Dänisch).
<https://dofbasen.dk/ART/art.php?art=09760> (05.05.2017).
- DOF [Dansk Ornitologisk Forening] (Hrsg.) (2017b): Vibe (*Vanellus vanellus*) [Kiebitz (*Vanellus vanellus*)]. (Dänisch).
<https://dofbasen.dk/ART/art.php?art=04930> (18.05.2017).
- Doleschel P, Tischner H, Gehring K & Zellner M (2006): Getreide- und Maisanbau – Produktionstechnische Grundlagen. In: Munzert M & Frahm J (Hrsg.): Die Landwirtschaft – Lehrbuch für Landwirtschaftsschulen – Band 1 – Pflanzliche Erzeugung – Grundlagen des Acker- und Pflanzenbaus, der guten fachlichen Praxis, der Verfahrenstechnik – Produktions- und Verfahrenstechnik der Kulturpflanzen – Dauergrünland – Sonderkulturen – Nachwachsende Rohstoffe – Ökologischer Landbau – Feldversuchswesen – Naturschutz und Landschaftspflege. BLV Buchverlag, München; Landwirtschaftsverlag, Münster-Hiltrup, 373-404.
- Donald PF (2004): The Skylark. Poyser, London, UK.

- Donald PF & Garcia EFJ (2016): Eurasian Skylark (*Alauda arvensis*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA & de Juana E (Hrsg.): Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona, Spanien. <http://www.hbw.com/node/57680> (22.08.2016).
- Donald PF & Morris AJ (2005): Saving the Sky Lark – new solutions for a declining farmland bird. *Brit. Birds* 98: 570-578.
- Donald PF & Vickery JA (2000): The importance of cereal fields to breeding and wintering Skylarks *Alauda arvensis* in the UK. In: Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (Hrsg.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proc. of the 1999 BOU Spring Conference, British Ornithologists' Union, Southampton, UK, 140-150.
- Donald PF, Green RE & Heath MF (2001a): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 268: 25-29.
- Donald PF, Buckingham DL, Muirhead LB, Evans AD, Kirby WB & Schmitt SIA (2001b): Factors affecting clutch size, hatching rates and partial brood losses in skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 63-77.
- Donald PF, Evans AD, Buckingham DL, Muirhead LB & Wilson JD (2001c): Factors affecting the territory distribution of Skylarks *Alauda arvensis* breeding on lowland farmland. *Bird Study* 48: 271-278.
- Donald PF, Buckingham DL, Moorcroft D, Muirhead LB, Evans AD & Kirby WB (2001d): Habitat use and diet of skylarks *Alauda arvensis* wintering on lowland farmland in southern Britain. *J. Appl. Ecol.* 38: 536-547.
- Donald PF, Evans AD, Muirhead LB, Buckingham DL, Kirby WB & Schmitt SIA (2002): Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144: 652-664.
- Donald PF, Sanderson FJ, Burfield IJ & van Bommel FPJ (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agr. Ecosyst. Environ.* 116: 189-196.
- Doxa A, Bas Y, Paracchini ML, Pointereau P, Terre JM & Jiguet F (2010): Low-intensity agriculture increases farmland bird abundances in France. *J. Appl. Ecol.* 47: 1348-1356.
- Dragulescu AA (2015): Package 'xlsx' – Read, write, format Excel 2007 and Excel 97/2000/XP/2003 files. Version 0.5.7, February 20, 2015. <https://cran.r-project.org/package=xlsx> (17.12.2015).
- Düttmann H, Tewes E & Akkermann M (2006): Effekte verschiedener Management Maßnahmen auf Brutbestände von Wiesenlimikolen – erste Ergebnisse aus Untersuchungen von Kompensationsflächen in der Wesermarsch (Landkreise Cuxhaven, Wesermarsch). *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 175-181.
- Dziewiaty K & Bernardy P (2007): Auswirkungen zunehmender Biomassennutzung (EEG) auf die Artenvielfalt – Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den Schutz der Feldvögel der Agrarlandschaft. Endbericht „Nawaro – Vogelschutz“. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Berlin.
- EBCC [European Bird Census Council] (Hrsg.) (2016): Trends of common birds in Europe, 2016 update. <http://www.ebcc.info/index.php?ID=612> (30.08.2016).

- EC [European Communities] (Hrsg.) (2009): European Union management plan 2009-2011 – Lapwing *Vanellus vanellus*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, Luxembourg.
- Edwards PJ, Schmitt SIA, Jenner T, Cracknell J & Everett CJ (2001): Research into the value of field margins for skylarks *Alauda arvensis*. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 203-207.
- EG [Europäische Gemeinschaft] (Hrsg.) (1985): Verordnung (EWG) Nr. 797/85 des Rates vom 12. März 1985 zur Verbesserung der Effizienz der Agrarstruktur. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 93: 1-18.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31985R0797&qid=1487938637656&from=DE> (27.02.2017).
- EG [Europäische Gemeinschaft] (Hrsg.) 1992: Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 des Rates vom 30. Juni 1992 für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften Nr. L 215: 85-90.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:31992R2078&rid=1> (27.02.2017).
- Eggers S, Unell M & Pärt T (2011): Autumn-sowing of cereals reduces breeding bird numbers in a heterogeneous agricultural landscape. *Biol. Conserv.* 144: 1137-1144.
- Eglinton SM, Gill JA, Smart MA, Sutherland WJ, Watkinson AR & Bolton MR (2009): Habitat management and patterns of predation of Northern Lapwings on wet grasslands – the influence of linear habitat structures at different spatial scales. *Biol. Conserv.* 142: 314-324.
- Eilers A, Schmidt JU & Dämmig M (2011): Erfassung des Schlupferfolges beim Kiebitz *Vanellus vanellus* – Erkenntnisse aus dem Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen. *Actitis* 46: 59-71.
- Elle O, Dawo B, Hoffmann J, Schittek K, Schwarting A, Straßer C & Tschepe M (2003): Zusammenhänge zwischen der raum-zeitlichen Revierdynamik der Feldlerche (*Alauda arvensis*) und der Flächennutzungsdynamik in der Agrarlandschaft. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 42: 1-14.
- Elliot RD (1985a): The effects of predation risk and group size on the anti-predator responses of nesting Lapwings *Vanellus vanellus*. *Behaviour* 92: 168-187.
- Elliot RD (1985b): The exclusion of avian predators from aggregations of nesting lapwings (*Vanellus vanellus*). *Animal Behaviour* 33: 308-314.
- Eraud C & Boutin JM (2002): Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49: 287-296.
- Eraud C, Boutin JM & Roux D (2000): Breeding habitat of the Skylark (*Alauda arvensis*) in a mediterranean agrosystem. *Game Wildlife Sci.* 17: 147-163.
- Erdős S, Báldi A & Batáry P (2009): Nest site selection and breeding ecology of Sky Larks *Alauda arvensis* in Hungarian farmland. *Bird Study* 56: 259-263.
- EU [Europäische Union] (Hrsg.) (2009a): Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0147> (10.06.2016).

- EU [Europäische Union] (Hrsg.) (2009b): Verordnung (EG) Nr. 73-2009 des Rates vom 19. Januar 2009 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1290/2005, (EG) Nr. 247/2006, (EG) Nr. 378/2007 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003.
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009R0073&from=de> (01.03.2017).
- Eurostat (Hrsg.) (2013): Absatz von Pflanzenschutzmitteln (1997-2008).
http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=aei_fm_salpest&lang=de (28.06.2016).
- Evans AD & Green RE (2007): An example of a two-tiered agri-environment scheme designed to deliver effectively the ecological requirements of both localized and widespread bird species in England. *J. Ornithol.* 148 Suppl. 2: 279-286.
- Evans AD, Wilson JD & Brown SJ (1995): Habitat selection and breeding success of Skylarks *Alauda arvensis* on organic and conventional farmland. In: BTO [British Trust for Ornithology] & Institute of Arable Crop Research (Hrsg.): The effect of organic farming regimes on breeding and winter bird populations. BTO Research Report 154, Part III.
https://www.bto.org/sites/default/files/shared_documents/publications/research-reports/1995/rr154.pdf (20.01.2017).
- Evans KL (2004): The potential for interactions between predation and habitat change to cause population declines of farmland birds. *Ibis* 146: 1-13.
- FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations] (Hrsg.) (2013): FAO Statistical Yearbook 2013. FAO, Rom, Italien. <http://www.fao.org/docrep/018/i3107e/i3107e.PDF> (02.05.2016).
- FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nations] (Hrsg.) (2014): Building a common vision for sustainable food and agriculture – principles and approaches. FAO, Rom, Italien. <http://www.fao.org/3/a-i3940e.pdf> (07.07.2016).
- Feber RE, Johnson PJ, Bell JR, Chamberlain DE, Firbank LG, Fuller RJ, Manley W, Mathews F, Norton LR, Townsend M & Macdonald DW (2015): Organic farming – biodiversity impacts can depend on dispersal characteristics and landscape context. *PLoS ONE* 10: 1-20.
- Fischer J, Jenny M & Jenni L (2009): Suitability of patches and in-field strips for Sky Larks *Alauda arvensis* in a small-parcelled mixed farming area. *Bird Study* 56: 34-42.
- Fischer S, Flade M & Schwarz J (2005): Revierkartierung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. LAG VSW & DDA, Radolfzell, 47-53.
- Flade M, Plachter H, Schmidt R & Werner A (2006): Introduction. In: Flade M, Plachter H, Schmidt R & Werner A (Hrsg.): Nature conservation in agricultural ecosystems – results of the Schorfheide-Chorin Research Project. Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 1-30.
- Foley JA, Ramankutty N, Brauman KA, Cassidy ES, Gerber JS, Johnston M, Mueller ND, O'Connell C, Ray DK, West PC, Balzer C, Bennett EM, Carpenter SR, Hill J, Monfreda C, Polasky S, Rockström J, Sheehan J, Siebert S, Tilman D & Zaks DPM (2011): Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478: 337-342.

- Fox AD (2004): Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *J. Appl. Ecol.* 41: 427-439.
- Fox J & Weisberg S (2011): *An R Companion to Applied Regression*. 2nd ed., Sage, Los Angeles, CA, USA.
- Freemark KE & Kirk DA (2001): Birds on organic and conventional farms in Ontario – partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biol. Conserv.* 101: 337-350.
- Fuchs S & Saacke B (2006): Skylark *Alauda arvensis*. In: Flade M, Plachter H, Schmidt R & Werner A (Hrsg.): *Nature conservation in agricultural ecosystems – results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 203-215.
- Fuller RJ (2000): Relationships between recent changes in lowland British agriculture and farmland bird populations – an overview. In: Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (Hrsg.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*. Proc. of the 1999 BOU Spring Conference, British Ornithologists' Union, Southampton, UK, 5-16.
- Fuller RJ, Norton LR, Feber RE, Johnson PJ, Chamberlain DE, Joys AC, Mathews F, Stuart RC, Townsend MC, Manley WJ, Wolfe MS, Macdonald DW & Firbank LG (2005): Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* 1: 431-434.
- Galbraith H (1988): Effects of agriculture on the breeding ecology of Lapwings *Vanellus vanellus*. *J. Appl. Ecol.* 25: 487-503.
- Galbraith H (1989): Arrival and habitat use by Lapwings *Vanellus vanellus* in the early breeding season. *Ibis* 131: 377-388.
- Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A, Sudfeldt C, Eikhorst W, Fischer S, Flade M, Frick S, Geiersberger I, Koop B, Kramer M, Krüger T, Roth N, Ryslavy T, Stübing S, Sudmann SR, Steffens R, Vökler F & Witt K (2014): *Atlas Deutscher Brutvogelarten – Atlas of German Breeding Birds*. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Geiger F, Bengtsson J, Berendse F, Weisser WW, Emmerson M, Morales MB, Ceryngier P, Liira J, Tscharnatke T, Winqvist C, Eggers S, Bommarco R, Pärt T, Bretagnolle V, Plantegenest M, Clement LW, Dennis C, Palmer C, Oñate JJ, Guerrero I, Hawro V, Aavik T, Thies C, Flohre A, Hänke S, Fischer C, Goedhart PW, Inchausti P (2010): Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11: 97-105.
- Gelman A (2005): Analysis of variance – why it is more important than ever. *Ann. Stat.* 33: 1-53.
- Gibbons DW, Amar A, Anderson GQA, Bolton MR, Bradbury RB, Eaton MA, Evans AD, Grant MC, Gregory RD, Hilton GM, Hirons GJM, Hughes J, Johnstone I, Newbery P, Peach WJ, Ratcliffe N, Smith KW, Summers RW, Walton P & Wilson JD (2007): *The predation of wild birds in the UK – a review of its conservation impact and management*. RSPB Research Report 23, The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK.
https://www.rspb.org.uk/Images/Predator%20Report_tcm9-177905.pdf (15.06.2016).
- Gibbons DW, Morrissey C & Mineau P (2015): A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22: 103-118.
- Gibson RH, Pearce S, Morris RJ, Symondson WOC & Memmott J (2007): Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture – a whole-farm approach. *J. Appl. Ecol.* 44: 792-803.
- Gillings S & Fuller RJ (2001): Habitat selection by Skylarks *Alauda arvensis* wintering in Britain in 1997/98. *Bird Study* 48: 293-307.

- Gillings S, Newson SE, Noble DG & Vickery JA (2005): Winter availability of cereal stubbles attracts declining farmland birds and positively influences breeding population trends. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* 272: 733-739.
- Gillings S, Henderson IG, Morris AJ & Vickery JA (2010): Assessing the implications of the loss of set-aside for farmland birds. *Ibis* 152: 713-723.
- Gilroy JJ, Anderson GQA, Vickery JA, Grice PV & Sutherland WJ (2011): Identifying mismatches between habitat selection and habitat quality in a ground-nesting farmland bird. *Anim. Conserv.* 14: 620-629.
- Girard O & Trollet B (1992): Extreme mobility of a Lapwing *Vanellus vanellus* brood. *Wader Study Group Bull.* 65: 63.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E (1999a): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 6, Charadriiformes (1. Teil), Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. Aula, Wiebelsheim, eBook-Ausgabe 2001.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM & Bezzel E (1999b): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 10-I, Passeriformes (1. Teil), Alaudidae – Hirundinidae (Lerchen und Schwalben). Aula, Wiebelsheim, eBook-Ausgabe 2001.
- Graß R & Scheffer K (2003): Kombiniertes Anbau von Energie- und Futterpflanzen im Rahmen eines Fruchtfolgeglieders – Beispiel Direkt- und Spätsaat von Silomais nach Wintererbsenvorfrucht. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 15: 106-109.
- Graß R & Scheffer K (2005): Alternative Anbaumethoden – Das Zweikulturnutzungssystem. *Natur und Landschaft* 80: 435-439.
- Graham MH (2003): Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecol.* 84: 2809-2815.
- Grajewski R & Schmidt T (2015): Agrarumweltmaßnahmen in Deutschland – Förderung in den ländlichen Entwicklungsprogrammen im Jahr 2013. Thünen Working Paper 44, Thünen-Institut für Ländliche Räume, Braunschweig. http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn055550.pdf (28.02.2017).
- Green M, Lindström Å & Haas F (2015): Övervakning av Fåglarnas populationsutveckling – Årsrapport för 2015 [Monitoring der Bestandsentwicklung der Vögel in Schweden – Jahresbericht 2015]. Rapport, Biologiska institutionen, Lunds universitet, Lund, Schweden. (Schwedisch mit englischer Zusammenfassung). <http://www.fageltaxering.lu.se/sites/default/files/files/Rapporter/arsrapportfor2015kf.pdf> (31.08.2016).
- Gregory RD, Noble DG & Custance J (2004): The state of play of farmland birds – population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* 146 Suppl. 2: 1-13.
- Grüneberg C & Schielzeth H (2005): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Nordrhein-Westfalen – Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003/2004. *Charadrius* 41: 178-190.
- Grüneberg C, Bauer HG, Haupt H, Hüppop O, Ryslavý T & Südbeck P (2015): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 5. Fassung, 30. November 2015. *Ber. Vogelsch.* 52: 19-67.
- Guerrero I, Morales MB, Oñate JJ, Geiger F, Berendse F, de Snoo G, Eggers S, Pärt T, Bengtsson J, Clement LW, Weisser WW, Olszewski A, Ceryngier P, Hawro V, Liira J, Aavik T, Fischer C, Flohre

- A, Thies C & Tschardt T (2012): Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe – Landscape and field level management factors. *Biol. Conserv.* 152: 74-80.
- Guldmond JA, Parmentier F & Visbeen F (1993): Meadow birds, field management and nest protection in a Dutch peat soil area. *Wader Study Group Bull.* 70: 42-48.
- Haber W (1972): Grundzüge einer ökologischen Theorie der Landnutzungsplanung. *Innere Kolonisation* 1972: 294-298.
- Haber W (2014): *Landwirtschaft und Naturschutz*. Wiley, Weinheim.
- Haberer A (2001): Rabenvögel (*Corvidae*) auf Amrum und ihre Auswirkungen auf den Kiebitzbestand (*Vanellus vanellus*) der Insel. *Corax* 18 Sonderheft 2: 141-148.
- Hallmann CA, Foppen RPB, van Turnhout CAM, de Kroon H & Jongejans E (2014): Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature* 511: 341-343.
- Harris D, Clarke JH & Wiltshire JJJ (2007): Cost-Benefit analysis of the best practices for increased biodiversity. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (Hrsg.): *The SAFFIE Project Report*. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 636-650.
- Harville DA (1977): Maximum likelihood approaches to variance component estimation and to related problems. *J. Am. Stat. Assoc.* 72: 320-338.
- Haun M (1931): Statistische Untersuchungen über die Eierzahl in den Gelegen der drei Lerchenarten (*Alauda arvensis*, *Galerida cristata* und *Lullula arborea*) sowie der Goldammer (*Emberiza citrinella*). *Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel mit Berücksichtigung der Oologie* 7: 135-138.
- Hayhow DB, Bond AL, Eaton MA, Grice PV, Hall C, Hall J, Harris SJ, Hearn RD, Holt CA, Noble DG, Stroud DA & Wotton S (2015): *The state of UK's birds 2015*. RSPB, BTO, WWT, JNCC, NE, NIEA, NRW and SNH, Sandy, UK. http://www.rspb.org.uk/Images/sukb2015_tcm9-409524.pdf (06.04.2016).
- Heim PJ (1962): Beobachtungen an einem farbberingten Kiebitzweibchen, *Vanellus vanellus*. *Ornithol. Beob.* 59: 65-69.
- Heim PJ (1978): Populationsökologische Daten aus der Nuoler Kiebitzkolonie *Vanellus vanellus*, 1948-1977. *Ornithol. Beob.* 75: 85-94.
- Heldbjerg H & Fox TAD (2008): Long-term population declines in Danish trans-Saharan migrant birds. *Bird Study* 55: 267-279.
- Heldbjerg H, Sunde P & Fox AD (2017): Continuous population declines for specialist farmland birds 1987-2014 in Denmark indicates no halt in biodiversity loss in agricultural habitats. *Bird Conserv. Int.* 27.
- Helmecke A, Fuchs S & Saacke B (2005): Überlebensrate von Brut- und Jungvögeln der Feldlerche *Alauda arvensis* und Einfluss der Prädation im Ökologischen Landbau. *Vogelwelt* 126: 373-375.
- Henderson IG, Cooper J, Fuller RJ & Vickery J (2000): The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *J. Appl. Ecol.* 37: 335-347.
- Henderson IG, Ravenscroft N, Smith G & Holloway S (2009): Effects of crop diversification and low pesticide inputs on bird populations on arable land. *Agr. Ecosyst. Environ.* 129: 149-156.

- Henne E, Flade M & Plachter H (2003): Einleitung – Das Schorfheide-Chorin-Projekt. In: Flade M, Plachter H, Henne E & Anders K (Hrsg.): Naturschutz in der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Schorfheide-Chorin-Projektes. Quelle & Meyer, Wiebelsheim, 7-39.
- Hering J (2001): Der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Regierungsbezirk Chemnitz – Bestandsentwicklung, Brutbiologie, Durchzug und Rast. Mitt. Ver. Sächs. Ornithol. 8: 619-640.
- Heyder R (1952): Die Vögel des Landes Sachsen – Ihr Vorkommen und ihre Verbreitung faunistisch und tiergeographisch dargestellt. Akad. Verlagsges. Geest & Portig, Leipzig.
- Hiron M, Berg Å & Pärt T (2012): Do skylarks prefer autumn sown cereals – Effects of agricultural land use, region and time in the breeding season on density. Agr. Ecosyst. Environ. 150: 82-90.
- Hoffmann J, Wittchen U, Stachow U & Berger G (2016): Moving Window Abundance – A method to characterize abundance dynamics of farmland birds – The example of Skylark (*Alauda arvensis*). Ecol. Indic. 60: 317-328.
- Hofmann P (1998): Großstrappe – *Otis tarda* L., 1758. In: Steffens R, Saemann D & Größler K (Hrsg.): Die Vogelwelt Sachsens. Fischer, Jena, 213-214.
- Högstedt G (1974): Length of pre-laying period in the Lapwing *Vanellus vanellus* L. in relation to its food resources. Ornis Scand. 5: 1-4.
- Hole DG, Perkins AJ, Wilson JD, Alexander IH, Grice PV & Evans AD (2005): Does organic farming benefit biodiversity? Biol. Conserv. 122: 113-130.
- Höll A & von Meyer H (1996): The response of the member states – Germany. In: Whitby M (Hrsg.): The European environment and CAP reform – policies and prospects for conservation. CAB International, Wallingford, UK, 70-85.
- Hoodless A & MacDonald MA (2014): Lapwings on agri-environment scheme fallow plots – research to improve lapwing breeding success. Final Report, October 2014. Defra Research Report on Project BD5211, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, UK.
http://randd.defra.gov.uk/Document.aspx?Document=13450_BD5211_Finalreport.pdf
(21.04.2016).
- Horrihan L, Lawrence RS & Walker P (2002): How sustainable agriculture can address the environmental and human health harms of industrial agriculture. Environ. Health Persp. 110: 445-456.
- Hötker H (2015a): Faktoren des Erfolgs von Habitat-Management-Maßnahmen für Wiesenvögel. Ber. Vogelsch. 52: 69-78.
- Hötker H (2015b): Überlebensrate und Reproduktion von Wiesenvögeln in Mitteleuropa. Vogelwarte 53: 93-98.
- Hötker H & Leuschner C (2014): Naturschutz in der Agrarlandschaft am Scheideweg – Misserfolge, Erfolge, neue Wege. Michael Otto Stiftung für Umweltschutz, Hamburg.
http://www.michaelottostiftung.de/de/presse/left-area/04/text_files/file/mos015_Studie_RZ_140618_lowres%20.pdf (26.07.2014).
- Hötker H, Jeromin K & Rahmann G (2004): Bedeutung der Winterstoppel und der Grünbrache für Vögel der Agrarlandschaft – Untersuchungen auf ökologisch und konventionell bewirtschafteten Ackerflächen in Schleswig-Holstein auf schweren Ackerböden. Landbauforschung Völkenrode 54: 251-260.

- Hötker H, Bernardy P, Cimiotti D, Dziewiaty K, Joest R & Rasran L (2009): Maisanbau für Biogasanlagen – CO₂-Bilanz und Wirkung auf die Vogelwelt. Ber. Vogelsch. 46: 107-125.
- Hötker H, Dierschke V, Flade M & Leuschner C (2014): Diversitätsverluste in der Brutvogelwelt des Acker- und Grünlands. Natur und Landschaft 89: 410-416.
- Hudson R, Tucker GM & Fuller RJ (1994): Lapwing *Vanellus vanellus* populations in relation to agricultural changes – a review. In: Tucker GM, Davies SM & Fuller RJ (Hrsg.): The ecology and conservation of lapwings *Vanellus vanellus*. UK Nature Conservation 9, Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK, 1-33.
[http://jncc.defra.gov.uk/pdf/Ecology_and_conservation_of_lapwings_Vanellus_vanellus_\(Body\)_PRINT.pdf](http://jncc.defra.gov.uk/pdf/Ecology_and_conservation_of_lapwings_Vanellus_vanellus_(Body)_PRINT.pdf) (17.01.2014).
- Imboden C (1968): Erstaunliche Fusswanderung zweitägiger Kiebitze. Ornithol. Beob. 65: 189-190.
- Imboden C (1970): Zur Ökologie einer Randzonen-Population des Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 67: 41-58.
- Imboden C (1971): Bestand, Verbreitung und Biotop des Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz. Ornithol. Beob. 68: 37-53.
- Imboden C (1974): Zug, Fremdsiedlung und Brutperiode des Kiebitz *Vanellus vanellus* in Europa. Ornithol. Beob. 71: 5-134.
- IP-SUISSE & Schweizerische Vogelwarte Sempach (Hrsg.) (2007): Massnahmen der IP-SUISSE zur Förderung der Artenvielfalt im Getreide – Technische Ausführung, Version 2007. Sempach, Schweiz.
- Isaksson D, Wallander J & Larsson M (2007): Managing predation on ground-nesting birds – the effectiveness of nest enclosures. Biol. Conserv. 136: 136-142.
- IUCN [International Union for Conservation of Nature] (Hrsg.) (2012): Guidelines for application of IUCN Red List Criteria at regional and national levels. IUCN, Gland, Schweiz.
<https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/RL-2012-002.pdf> (04.03.2016).
- Jackson DB (2001): Experimental removal of introduced hedgehogs improves wader nest success in the Western Isles, Scotland. J. Appl. Ecol. 38: 802-812.
- Jahn T, Hötker H, Oppermann R, Bleil R & Vele L (2014): Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. Umweltbundesamt 30/2014, Dessau-Roßlau.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_30_2_014_protection_of_biodiversity.pdf (15.04.2016).
- Jedicke E & Marschall I (2003): Einen Zehnten für die Natur – Retrospektiven und Perspektiven zum Biotopverbund nach § 3 BNatSchG. Naturschutz und Landschaftsplanung 35: 101-109.
- Jenny M (1990a): Nahrungsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. Ornithol. Beob. 87: 31-53.
- Jenny M (1990b): Populationsdynamik der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft des schweizerischen Mittellandes. Ornithol. Beob. 87: 153-163.
- Jenny M (1990c): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. J. Ornithol. 131: 241-265.
- Jenny M & Weibel U (2001): Is the temporal distribution of skylark *Alauda arvensis* nesting attempts a measure of habitat quality and breeding success? – A comparison of different natural and

- agricultural habitats. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 103-112.
- Jenny M, Weibel U, Lugin B, Josephy B, Regamey JL & Zbinden N (2002): Rebhuhn – Schlussbericht 1991-2000. Schriftenreihe Umwelt 335, Schweizerisches Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern, Schweiz.
http://www.natur4ort.ch/fileadmin/user_upload/Documente/download/Artenfoerderung_CH/Rebhuhn._Schlussbericht_1991-2000.pdf (03.02.2009).
- Jeromin H (2006): Der „Feuerwehrtopf“ für Wiesenvögel – ein erfolgsorientierter Ansatz beim Vertragsnaturschutz. Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 183-189.
- Jeromin H, Jeromin K, Blohm R & Militzer H (2014): Untersuchung zur Prädation im Zusammenhang mit dem Artenschutzprogramm „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ – Endbericht 2013. Michael-Otto-Institut im NABU im Auftrag von Kuno e. V., Bergenhusen.
https://kuno.jimdo.com/app/download/6447195611/Untersuchung+der+Pr%C3%A4dation+in+der+ETS_Abschlu%C3%9Fbericht.pdf?t=1488366126 (14.07.2017).
- Jeromin K (2002): Zur Ernährungsökologie der Feldlerche (*Alauda arvensis* L. 1758) in der Reproduktionsphase. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel.
- Joest R (2009): Vertragsnaturschutz für Feldvögel in der Hellwegbörde. Natur in NRW 3/2009: 22-25.
- Jones NE, Smith B, Cook SK & Holland JM (2007): Manipulate within crop agronomy to increase biodiversity – integrated crop management strategies. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (Hrsg.): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 108-267.
- Junker S, Düttmann H & Ehrnsberger R (2006): Schlupferfolg und Kükenmortalität beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). Osnabrücker Naturwiss. Mitt. 32: 111-122.
- von Kalitsch L (1930): Eierzahl der Feldlerche. Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel mit Berücksichtigung der Oologie 6: 213.
- Kamp J, Pelster A, Gaedicke L, Karthäuser J, Dieker P & Mantel K (2015): High nest survival and productivity of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding on urban brownfield sites. J. Ornithol. 156: 179-190.
- Keller P & Boiché A (2012): Ergebnisse einer Kartierung der Feldlerchen (*Alauda arvensis*) in einem intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiet in der Südpfalz. Fauna Flora Rheinland-Pfalz 12: 719-732.
- Kleijn D & Sutherland WJ (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? J. Appl. Ecol. 40: 947-969.
- Kleijn D, Berendse F, Smit R & Gilissen N (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. Nature 413: 723-725.
- Kleijn D, Berendse F, Smit R, Gilissen N, Smit J, Brak B & Groenvelde R (2004): Ecological effectiveness of agri-environment schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. Conserv. Biol. 18: 775-786.
- Kleijn D, Baquero RA, Clough Y, Díaz M, De Esteban J, Fernández F, Gabriel D, Herzog F, Holzschuh A, Jöhl R, Knop E, Krüess A, Marshall EJP, Steffan-Dewenter I, Tschamntke T, Verhulst J, West TM &

- Yela JL (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9: 243-254.
- Klomp H (1951): Over de achteruitgang van de Kievit, *Vanellus vanellus* (L.), in Nederland en gegevens over het legmechanisme en het eiproductievermogen [Über den Rückgang des Kiebitzes, *Vanellus vanellus* (L.), in den Niederlanden und Daten zur Legetätigkeit und zum Eiproductievermögen]. *Ardea* 39: 143-182. (Niederländisch mit englischer Zusammenfassung).
- Klomp H (1954): De terreinkeus van de Kievit, *Vanellus vanellus* (L.) [Die Brutplatzwahl beim Kiebitz, *Vanellus vanellus* (L.)]. *Ardea* 42: 1-139. (Niederländisch mit englischer Zusammenfassung).
- Koleček J, Reif J & Weidinger K (2015): The abundance of a farmland specialist bird, the skylark, in three European regions with contrasting agricultural management. *Agr. Ecosyst. Environ.* 212: 30-37.
- Kooiker G (1984): Brutökologische Untersuchungen an einer Population des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*). *Vogelwelt* 105: 121-137.
- Kooiker G (1987): Gelegegröße, Schlupfrate, Schlupferfolg und Bruterfolg beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*). *J. Ornithol.* 128: 101-107.
- Kooiker G (1990): Bestandsentwicklung und Bruterfolg einer Kiebitzpopulation *Vanellus vanellus* im Agrarraum bei Osnabrück. *Vogelwelt* 111: 202-216.
- Kooiker G (1993): Phänologie und Brutbiologie des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) – 17jährige Beobachtungen in Nordwestdeutschland. *J. Ornithol.* 134: 43-58.
- Kraak WK, Rinkel GL & Hoogerheide J (1940): Oecologische bewerking van de Europese ringgevens van de Kievit (*Vanellus vanellus* (L.)) [Ökologische Bewertung der europäischen Beringungsdaten des Kiebitzes (*Vanellus vanellus* (L.))]. *Ardea* 29: 151-175. (Niederländisch mit deutscher Zusammenfassung).
- Kragten S (2006): Meadow birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands – abundance and nest success. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 191-198.
- Kragten S & de Snoo GR (2008): Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agr. Ecosyst. Environ.* 126: 270-274.
- Kragten S, Trimbos KB & de Snoo GR (2008a): Breeding skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and conventional arable farms in The Netherlands. *Agr. Ecosyst. Environ.* 126: 163-167.
- Kragten S, Nagel JC & de Snoo GR (2008b): The effectiveness of volunteer nest protection on the nest success of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* on Dutch arable farms. *Ibis* 150: 667-673.
- Krajewska A & Mizera T (2010): Changes in breeding populations of six farmland bird species in Western Poland between 19897 and 2007. *Pol. J. Ecol.* 58: 593-597.
- Krause B, Culmsee H, Wesche K, Bergmeier E & Leuschner C (2011): Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodivers. Conserv.* 20: 2347-2364.
- Krause B, Wesche K, Culmsee H & Leuschner C (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 399-404.
- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB & Siriwardena GM (1999): The second Silent Spring? *Nature* 400: 611-612.
- Królikowska N, Szymkowiak J, Laidlaw RA & Kuczyński L (2016): Threat-sensitive anti-predator defence in precocial wader, the northern lapwing *Vanellus vanellus*. *Acta Ethol.* 19: 163-171.

- Kubelka V, Zámečník V & Šálek M (2012): Monitoring čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) v České republice v roce 2008 – výsledky a efektivita práce dobrovolníků [Erfassung von Kiebitzbruten (*Vanellus vanellus*) in der Tschechischen Republik 2008 – Ergebnisse und Effektivität der Mitwirkung Freiwilliger]. *Sylvia* 48: 1-23. (Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).
- Kuiper MW, Cenin L, Schaffers AP, (2013): Field margins as foraging habitat for skylarks in the breeding season. *Agr. Ecosyst. Environ.* 170: 10-15.
- Kuiper MW, Ottens HJ, van Ruijven J, Koks BJ, de Snoo GR & Berendse F (2015): Effects of breeding habitat and field margins on the reproductive performance of Skylarks (*Alauda arvensis*) on intensive farmland. *J. Ornithol.* 156: 557-568.
- Kuznetsova A, Brockhoff PB & Christensen RHB (2015): Package 'lmerTest' – Tests in Linear Mixed Effects Models. Version 2.0-29, July 16, 2015. <https://cran.r-project.org/package=lmerTest> (17.12.2015).
- Lack D (1947): The significance of clutch-size. *Ibis* 89: 302-352.
- Lack D & Lack E (1951): Further changes in bird-life caused by afforestation. *J. Anim. Ecol.* 20: 173-179.
- Langgemach T & Bellebaum J (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-298.
- LANUV NRW [Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (Hrsg.) (2015): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz – Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinien über die Gewährung von Zuwendungen im Vertragsnaturschutz – vorläufige Fassung, Stand Mai 2015. Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. http://vns.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/vorlaeufige%20endfassung_anwenderhandbuch_stand_20.05.2015.pdf (17.03.2017).
- LANUV NRW [Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen] (Hrsg.) (2016): Vertragsnaturschutz – Fördermaßnahmen für eine artenreiche Feldflur. LANUV-Info 15, Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, Recklinghausen. https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_commercedownloads/12015_LANUV-Info_15_Vertragsnaturschutz_WEB.pdf (14.03.2017).
- Lesnoff M & Lancelot R (2013): Aods3 – analysis of overdispersed data using S3methods, (Version 0.4-1, February 19, 2015). <https://CRAN.R-project.org/package=aods3> (27.04.2016).
- Leuschner C, Krause B, Meyer S & Bartels M (2014): Strukturwandel im Acker- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 386-391.
- Linck JH (1722): Von den Leipziger Lerchen. *Sammlung von Natur- und Medicin- wie auch hierzu gehörigen Kunst- und Literatur-Geschichten* 14: 412-414.
- Lindsey JK (1997): *Applying generalized linear models*. Springer, New York, NY, USA. <http://www.leg.ufpr.br/lib/exe/fetch.php/wiki:internas:biblioteca:lindsey-glm.pdf> (30.03.2017).
- Lister MD (1964): The Lapwing habitat enquiry, 1960-61. *Bird Study* 11: 128-147.
- Liu Q & Pierce DA (1994): A note on Gauss-Hermite quadrature. *Biometrika* 81: 624-629.
- Lokomoen JT & Beiser JA (1997): Bird use and nesting in conventional, minimum-tillage, and organic cropland. *J. Wildlife Manage.* 61: 644-655.

- Lopez-Antia A, Ortiz-Santaliestra ME, Mougeot F & Mateo R (2013): Experimental exposure of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology* 22: 125-138.
- Ludwig G & Schnittler M (1996): Rote Liste gefährdeter Pflanzen Deutschlands. Schriftenreihe für Vegetationskunde 28, Bonn.
- Ludwig G, Haupt H, Gruttke H & Binot-Hafke M (2009): Methodik der Gefährdungsanalyse für Rote Listen. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70: 23-71.
- Lundberg D (2009): Tofsvipa *Vanellus vanellus* häckande på kalhygge [Kiebitz *Vanellus vanellus* brüetet auf einem Kahlschlag]. *Ornis Svecica* 19: 57-59. (Schwedisch mit englischer Zusammenfassung).
- MacDonald MA & Bolton MR (2008a): Predation of Lapwing *Vanellus vanellus* nests on lowland wet grassland in England and Wales – effects of nest density, habitat and predator abundance. *J. Ornithol.* 149: 555-563.
- MacDonald MA & Bolton MR (2008b): Predation on wader nests in Europe. *Ibis* 150 Suppl. 1: 54-73.
- MacDonald MA, Maniakowski M, Cobbold G, Grice PV & Anderson GQA (2012): Effects of agri-environment management for stone curlews on other biodiversity. *Biol. Conserv.* 148: 134-145.
- MAFF [Ministry of Agriculture, Fisheries and Food] (Hrsg.) (2000): Arable Stewardship – Summary of options and payment. MAFF, London, UK.
http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20080313142338/http://www.defra.gov.uk/erdp/pdfs/arable_stewardship/arapay.pdf (15.03.2017).
- Malpas LR, Kennerley RJ, Hiron GJM, Sheldon RD, Ausden M, Gilbert JC & Smart J (2013): The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. *J. Nat. Conserv.* 21: 37-47.
- Marggraf R (2003): Comparative assessment of agri-environment programmes in federal states of Germany. *Agr. Ecosyst. Environ.* 98: 507-516.
- Marja R, Herzon I, Viik E, Elts J, Mänd M, Tschardt T & Batáry P (2014): Environmentally friendly management as an intermediate strategy between organic and conventional agriculture to support biodiversity. *Biol. Conserv.* 178: 146-154.
- Mason CF & MacDonald SM (1999): Habitat use by Lapwings and Golden Plovers in a largely arable landscape. *Bird Study* 46: 89-99.
- Matter H (1982): Einfluß intensiver Feldbewirtschaftung auf den Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Mitteleuropa. *Ornithol. Beob.* 79: 1-24.
- Mayer J, Straub F & Hetzler J (2009): Wirkung des Ackerrandstreifen-Managements auf Feldvogelarten in Heilbronn. *Ornithol. Jh. Baden-Württ.* 25: 107-128.
- McCallum HM, Park KJ, O'Brien MG, Gimona A, Poggio L & Wilson JD (2015): Soil pH and organic matter content add explanatory power to Northern Lapwing *Vanellus vanellus* distribution models and suggest soil amendment as a conservation measure on upland farmland. *Ibis* 157: 677-687.
- McCullagh P & Nelder JA (1989): Generalized linear models. 2nd ed., Chapman & Hall, London, UK.
- McCulloch CE, Searle SR & Neuhaus JM (2008): Generalized, linear, and mixed models. 2nd ed., Wiley, Hoboken, NJ, USA.

- Meinig H, Boye P & Hutterer R (2009): Rote Liste und Gesamtartenliste der Säugetiere (Mammalia) Deutschlands. *Naturschutz und Biol. Vielfalt* 70: 115-153.
- Meyer S, Wesche K, Krause B & Leuschner C (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity Distrib.* 19: 1175-1187.
- Meyer S, Wesche K, Krause B, Brütting C, Hensen I & Leuschner C (2014): Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89: 392-398.
- Miguet P, Gaucherel C & Bretagnolle V (2013): Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation. *Ecol. Model.* 266: 10-18.
- Milsom TP, Hart JD, Parkin WK & Peel S (2002): Management of coastal grazing marshes for breeding waders – the importance of surface topography and wetness. *Biol. Conserv.* 103: 199-207.
- Mineau P & Palmer C (2013): The impact of the nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy, The Plains, VA, USA.
https://abcbirds.org/wp-content/uploads/2015/05/Neonic_FINAL.pdf (29.05.2013).
- Morris AJ (2005): The value of the sugar beet crop for birds and the farm environment – Report B – within-crop management (unplanted plots). British Beet Research Organisation Project 03/13, Final Report, Peterborough, UK.
- Morris AJ (2009): Hoffnung im Getreidefeld – Feldlerchenfenster. *Falke* 56: 310-315.
- Morris AJ & Gilroy JJ (2008): Close to the edge – predation risks for two declining farmland passerines. *Ibis* 150 Suppl. 1: 168-177.
- Morris AJ, Holland JM, Smith B & Jones NE (2004): Sustainable Arable Farming For an Improved Environment (SAFFIE) – managing winter wheat sward structure for skylarks *Alauda arvensis*. *Ibis* 146: 155-162.
- Morris AJ, Smith B, Jones NE & Cook SK (2007): Manipulate within crop agronomy to increase biodiversity – Crop architecture. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (Hrsg.): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 21-107.
- Müller W, Glauser C, Sattler T & Schifferli L (2009): Wirkung von Massnahmen für den Kiebitz *Vanellus vanellus* in der Schweiz und Empfehlungen für die Artenförderung. *Ornithol. Beob.* 106: 327-350.
- Münch H (1978): Vertikale Areal-Erweiterung beim Kiebitz im Thüringer Wald. *Falke* 25: 257-266.
- Murtaugh PA (2014): In defense of *P* values. *Ecol.* 95: 611-617.
- Natural England (Hrsg.) (2008): Entry Level – Stewardship Handbook – Second Edition – October 2008. NE106, Natural England, Worcester, UK.
http://adlib.everysite.co.uk/resources/000/251/198/els_handbook2008.pdf (02.06.2017).
- Natural England (Hrsg.) (2010): Entry Level Stewardship – Environmental Stewardship Handbook – Third Edition – February 2010. NE226, Natural England, Worcester, UK.
<http://webarchive.nationalarchives.gov.uk/20140605090108/http://publications.naturalengland.org.uk/file/118057> (18.06.2010).

- Natural England (Hrsg.) (2013): Entry Level Stewardship – Environmental Stewardship Handbook – Fourth Edition – January 2013. NE349, Natural England, Worcester, UK.
<http://publications.naturalengland.org.uk/file/2781958> (25.03.2014).
- Natural England (Hrsg.) (2015): Countryside Stewardship Manual – Applies to all multi-year and Water Quality capital grant agreements commencing on 1 January 2016. NE608, Natural England, Worcester, UK.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/498287/cs-manual-1-january-2016-version.pdf (14.03.2017).
- Natural England (Hrsg.) (2017): Countryside Stewardship – Mid Tier Options, Supplements and Capital Items. NE634, Natural England, Worcester, UK.
https://www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/598338/cs-mid-tier-options-supplements-capital-items.pdf (17.03.2017).
- Nelder JA & Mead R (1965): A simplex method for function minimization. *Comput. J.* 7: 308-313.
- Nelder JA & Wedderburn RWM (1972): Generalized linear models. *J. Roy. Stat. Soc. A Sta.* 135: 370-384.
- Neumann H & Dierking U (2013): Vogelbesiedlung von Ackerbrachen in Schleswig-Holstein zur Brutzeit und im Herbst. *Vogelwelt* 134: 99-114.
- Neumann H & Koop B (2004): Einfluss der Ackerbewirtschaftung auf die Feldlerche (*Alauda arvensis*) im ökologischen Landbau – Untersuchungen in zwei Gebieten Schleswig-Holsteins. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 35: 145-154.
- Neumann H, Loges R & Taube F (2007): Fördert der ökologische Landbau die Vielfalt und Häufigkeit von Brutvögeln auf Ackerflächen? – Untersuchungsergebnisse aus der Hecken-Landschaft Schleswig-Holsteins. *Ber. Landwirtsch.* 85: 272-299.
- Neumann H, Loges R & Taube F (2009): Ausdehnung der Maisanbaufläche infolge des „Biogas-Booms“ – ein Risiko für Feldvögel? *Ber. Landwirtsch.* 87: 65-86.
- Newton I (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain – an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 146: 579-600.
- Nicholson EM (1938/39): Report on the Lapwing habitat enquiry, 1937. *Brit. Birds* 32: 255-259.
- Niemczynowicz A, Świętochowski P, Brzeziński M & Zalewski A (2017): Non-native predator control increases the nesting success of birds – American mink preying on wader nests. *Biol. Conserv.* 212: 86-95.
- Niggli U (2015): Sustainability of organic food production – challenges and innovations. *P. Nutr. Soc.* 74: 83-88.
- Oberwelland C & Nottmeyer-Linden K (2009): Praktische Schutzmaßnahmen für Feldvögel. *Natur in NRW* 3/2009: 31-33.
- O’Brien M & Wilson JD (2011): Population changes of breeding waders on farmland in relation to agri-environment management. *Bird Study* 58: 399-408.
- Odderskær P, Prang A, Poulsen JG, Andersen PN & Elmegaard N (1997a): Skylark (*Alauda arvensis*) utilization of micro-habitats in spring barley fields. *Agr. Ecosyst. Environ.* 62: 21-29.
- Odderskær P, Prang A, Elmegaard N & Andersen PN (1997b): Skylark reproduction in pesticide treated and untreated fields – Comparative studies of Skylark *Alauda arvensis* breeding performance in

- sprayed and unsprayed spring barley fields. Pesticides Research 32, Ministry of Environment and Energy, Copenhagen, Dänemark.
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/1997/87-7810-861-6/pdf/87-7810-861-6.pdf>
(23.01.2017).
- Oelke H (1968): Wo beginnt bzw. wo endet der Biotop der Feldlerche? J. Ornithol. 109: 25-29.
- O'Hara RB & Kotze DJ (2010): Do not log-transform count data. Method. Ecol. Evol. 1: 118-122.
- Onnen J (1989): Zur Populationsökologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) im Weser-Ems-Gebiet. Ökologie der Vögel 11: 209-249.
- Onnen J & Zang H (1995): Kiebitz – *Vanellus vanellus* (L., 1758). In: Zang H, Großkopf G & Heckenroth H (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens, Austernfischer bis Schnepfen. Natursch. Landschaftspf. Niedersachs. B, H. 2.5: 115-339.
- Ovenden GN, Swash ARH & Smallshire D (1998): Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. J. Appl. Ecol. 35: 955-960.
- Pätzold R (1983): Die Feldlerche. 3. Aufl., Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.
- Peach WJ, Lovett LJ, Wotton SR & Jeffs C (2001): Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. Biol. Conserv. 101: 361-373.
- Perkins AJ, Maggs HE, Watson A & Wilson JD (2011): Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity – a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. J. Appl. Ecol. 48: 514-522.
- Petersen BS (1996): The distribution of birds in Danish farmland – an analysis of distribution and population densities of 14 farmland species in relation to habitat, crop and pesticide use. Pesticides Research 17, Ministry of Environment and Energy, Copenhagen, Dänemark.
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publications/1996/87-7810-572-2/pdf/87-7810-572-2.pdf>
(23.02.2017).
- Petersen BS & Nøhr H (1991): Pesticiders indflydelse på gulspurvens levevilkår [Bruterfolg und Winterverbreitung der Goldammer *Emberiza citrinella* auf dänischen Landwirtschaftsflächen in Bezug zum Pestizideinsatz]. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen 1, Miljøministeriet, Copenhagen, Dänemark. (Dänisch mit englischer Zusammenfassung).
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/1992/87-503-9708-7/pdf/87-503-9708-7.pdf>
(08.07.2016).
- Pfadenhauer JS & Klötzli FA (2014): Vegetation der Erde – Grundlagen, Ökologie, Verbreitung. Springer Spektrum, Berlin.
- Piha M, Pakkala T & Tiainen J (2003): Habitat preferences of the Skylark *Alauda arvensis* in southern Finland. Ornis Fennica 80: 97-110.
- Potts GR (1986): The Partridge – Pesticides, Predation and Conservation. Collins, London, UK.
- Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Harris SJ, Springate S, Pywell R, Meek B, Carvell C, Hulmes L, Warman L, Sparks T, Cook SK & Henderson IG (2007): Management of the non-cropped margin structure to maximise biodiversity. In: Clarke JH, Cook SK, Harris D, Wiltshire JJJ, Henderson IG, Jones NE, Boatman ND, Potts SG, Westbury DB, Woodcock BA, Ramsay AJ, Pywell RF, Goldsworthy PE, Holland JM, Smith BM, Tipples J, Morris AJ, Chapman P & Edwards P (Hrsg.): The SAFFIE Project Report. HGCA Project Report 416, ADAS, Boxworth, UK, 268-523.

- Poulsen JG, Sotherton NW & Aebischer NJ (1998): Comparative nesting and feeding ecology of skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in southern England with special reference to set-aside. *J. Appl. Ecol.* 35: 131-147.
- Powell MJD (2009): The BOBYQA algorithm for bound constrained optimization without derivatives. DAMTP 2009/NA06, Department of Applied Mathematics and Theoretical Physics, Cambridge University, UK. http://www.damtp.cam.ac.uk/user/na/NA_papers/NA2009_06.pdf (27.04.2016).
- Praus L & Weidinger K (2010): Predators and nest success of Sky Larks *Alauda arvensis* in large arable fields in the Czech Republic. *Bird Study* 57: 525-530.
- Praus L, Hegemann A, Tieleman BI & Weidinger K (2014): Predators and predation rates of Skylark *Alauda arvensis* and Woodlark *Lullula arborea* nests in a semi-natural area in The Netherlands. *Ardea* 102: 87-94.
- Puchta A, Ulmer J, Schönenberger A & Burtscher B (2009): Zur Situation des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Vorarlberger Rheintal. *Ornithol. Beob.* 106: 275-296.
- R Core Team (2015): R – a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien, Österreich. <http://www.r-project.org> (15.02.2016).
- Rahman ML, Tarrant S, McCollin D & Ollerton J (2012): Influence of habitat quality, landscape structure and food resources on breeding skylark (*Alauda arvensis*) territory distribution on restored land-fill sites. *Landscape Urban Plan.* 105: 281-287.
- Redfern CPF (1982): Lapwing nest sites and chick mobility in relation to habitat. *Bird Study* 29: 201-208.
- Reif J, Voříšek P, Šťastný K, Bejček V & Petr J (2008): Agricultural intensification and farmland birds – new insights from a central European country. *Ibis* 150: 596-605.
- Rickenbach O, Grüebler MU, Schaub M, Koller A, Naef-Daenzer B & Schifferli L (2011): Exclusion of ground predators improves Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chick survival. *Ibis* 153: 531-542.
- Rigby RA & Stasinopoulos DM (2005): Generalized additive models for location, scale and shape. *Appl. Stat. – J. Roy. St. C*: 507-554.
- Rinkel GL 1940: Waarnemingen over het gedrag van de Kievit (*Vanellus vanellus* (L.)) gedurende de broedtijd [Beobachtungen zum Verhalten des Kiebitzes (*Vanellus vanellus* (L.)) während der Brutzeit]. *Ardea* 29: 108-147. (Niederländisch mit englischer Zusammenfassung).
- Robinson RA & Sutherland WJ (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 39: 157-176.
- Roodbergen M & Teunissen W (2014): Meadow bird conservation in The Netherlands – lessons from the past and future developments. *Vogelwelt* 135: 29-34.
- Roodbergen M, van der Werf B & Hötter H (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds – review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- de Rosario-Martínez H (2015): Package 'phia' – Post-Hoc Interaction Analysis. Version 0.2-1, November 7, 2015. <https://CRAN.R-project.org/package=phia> (11.08.2016).
- Rushton SP, Shirley MDF, MacDonald DW & Reynolds JC (2006): Effects of culling fox populations at the landscape scale – a spatially explicit population modeling approach. *J. Wildlife Manage.* 70: 1102-1110.

- Sächs. LfUG [Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie] & Sächs. LfL (Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft) (Hrsg.) (2007): Vogelschutz und Landwirtschaft – Leitfaden für die landwirtschaftliche Nutzung in Europäischen Vogelschutzgebieten in Sachsen. Dresden.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15257/documents/18449> (16.02.2009).
- Sächs. LfULG [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (Hrsg.) (2011): Vogelschutz in großflächigen Landwirtschaftsbetrieben – Monitoring der Auswirkungen von Vogelschutz-Maßnahmen auf Vogelvorkommen und das Nahrungs- und Habitatangebot in einem Agrarbetrieb – Abschlussbericht. Schriftenreihe des LfULG 25/2011, Dresden.
<https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/15030/documents/18041> (11.10.2011).
- Sächs. LfULG [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (Hrsg.) (2013): LEP – Landesentwicklungsplan 2013 – Landschaftsprogramm – Karte 6: Landschaftsgliederung.
<https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/download/natur/Landschaftsgliederung.zip> (23.03.2017).
- Šálek M (1992): Úspěšnost líhnutí snůšek čejky chocholaté *Vanellus vanellus* a příčiny jejich ztrát v zemědělské krajině Budějovické pánve v jižních Čechách [Nestüberlebensrate und Schlupferfolg beim Kiebitz *Vanellus vanellus* und Ursachen des Gelegeverlustes auf landwirtschaftlichen Flächen im Budweiser Becken (Südböhmen, Tschechoslowakei)]. Panurus 4: 19-34. (Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).
- Šálek M (1993): Hnízdění čejky chocholaté (*Vanellus vanellus*) v jihočeských pánvích – hustota populace a výběr prostředí [Kiebitzbruten (*Vanellus vanellus*) in Südböhmen – Bestandsdichte und Habitatpräferenzen]. Sylvia 30: 46-58. (Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).
- Šálek M & Šmilauer P (2002): Predation on Northern Lapwing *Vanellus vanellus* nests – the effect of population density and spatial distribution of nests. Ardea 90: 51-60.
- Sanderson FJ, Donald PF, Pain DJ, Burfield IJ & van Bommel FPJ (2006): Long-term population declines in Afro-Palaearctic migrant birds. Biol. Conserv. 131: 93-105.
- Sattler T, Keller V, Knaus P, Schmid H & Volet B (2015): Zustand der Vogelwelt in der Schweiz – Bericht 2015. Schweizerische Vogelwarte, Sempach, Schweiz.
http://www.vogelwarte.ch/assets/files/projekte/entwicklung/zustandsbericht%202016/Zustand%20der%20Vogelwelt%20in%20der%20Schweiz_Bericht%202016_D_low.pdf (16.06.2016).
- Schaefer T (2001): Die Feldlerche *Alauda arvensis* als Brutvogel halboffener Landschaften. Vogelwelt 122: 257-263.
- Schekkerman H, Teunissen W & Oosterveld E (2009): Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands – influence of predation and agriculture. J. Ornithol. 150: 133-145.
- Schifferli L (2000): Changes in agriculture and the status of birds breeding in European farmland. In: Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (Hrsg.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proc. of the 1999 BOU Spring Conference. British Ornithologists' Union, Southampton, UK, 17-25.
- Schifferli L (2001): Birds breeding in a changing farmland. Acta Ornithol. 36: 35-51.
- Schifferli L, Fuller RJ & Müller M (1999): Distribution and habitat use of bird species breeding on Swiss farmland in relation to agricultural intensification. Vogelwelt 120 Suppl.: 151-161.

- Schifferli L, Spaar R & Koller A (2006): Fence and plough for Lapwings – nest protection to improve nest and chick survival in Swiss farmland. *Osnabrücker Naturwiss. Mitt.* 32: 123-129.
- Schifferli L, Rickenbach O, Koller A & Gruebler M (2009): Massnahmen zur Förderung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Wauwilermoos (Kanton Luzern) – Schutz der Nester vor Landwirtschaft und Prädation. *Ornithol. Beob.* 106: 311-326.
- Schläpfer A (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Ornithol. Beob.* 85: 309-371.
- Schmidt JU (2013): Ackerland in Sachsen – große Flächen, wenig Lebensraum. In: Museum der Westlausitz (Hrsg.): *Offenland – Sachsens Vogelwelt und Landwirtschaft. Begleitband zur Sonderausstellung*: 58-81.
- Schmidt JU, Dämmig M, Timm A, Trapp H & Ulbricht J (2009): Vogelschutz im Agrarraum – Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 51: 4-13.
- Schmidt JU, Dämmig M, Eilers A, Krause-Heiber J, Nachtigall W & Timm A (2013): Angewandter Artenschutz für Feldlerche und Kiebitz in Mais und Raps – Ergebnisse des Bodenbrüterprojekts im Freistaat Sachsen. *Vogelwarte* 51: 332-333.
- Schmidt JU, Dämmig M, Eilers A, Nachtigall W, Krause-Heiber J, Timm A & Siegel S (2014): Ergebnisse des Bodenbrüterprojekts im Freistaat Sachsen, 2009-2013. *Naturschutzarbeit in Sachsen* 56: 28-39.
- Schmidt JU, Dämmig M, Eilers A & Nachtigall W (2015): Das Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen 2009-2013 – Zusammenfassender Ergebnisbericht. *Schriftenreihe des LfULG 4/2015*, Dresden. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/23882/documents/33794> (25.02.2015).
- Schmidt JU, Eilers A, Schimkat M, Krause-Heiber J, Timm A, Nachtigall W & Kleber A (2017a): Effect of Sky Lark plots and additional tramlines on territory densities of the Sky Lark *Alauda arvensis* in an intensively managed agricultural landscape. *Bird Study* 64: 1-11.
- Schmidt JU, Eilers A, Schimkat M, Krause-Heiber J, Timm A, Siegel S, Nachtigall W & Kleber A (2017b): Factors influencing the success of within-field AES fallow plots as key sites for the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in an industrialised agricultural landscape of Central Europe. *J. Nat. Conserv.* 35: 66-76.
- Schmidt PA (1996): Naturschutz. In: Fiedler HJ, Große H, Lehmann G & Mittag M (Hrsg.): *Umweltschutz – Grundlagen, Planung, Technologien, Management*: 52-85. Fischer, Jena.
- Schön M (1999): Zur Bedeutung von Kleinstrukturen im Ackerland – Bevorzugt die Feldlerche (*Alauda arvensis*) Störstellen mit Kümmerwuchs? *J. Ornithol.* 140: 87-91.
- Schön M (2011): Long-lived sustainable microhabitat structures in arable ecosystems, and Skylarks (*Alauda arvensis*). *J. Nat. Conserv.* 19: 143-147.
- Schulz D (2013): Rote Liste und Artenliste Sachsens – Farn- und Samenpflanzen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/19031/documents/25428> (02.10.2013).
- Schweizerische Vogelwarte Sempach (Hrsg.) (2016): Feldlerche – *Alauda arvensis*. <http://www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/feldlerche> (10.06.2016).
- Schweizerische Vogelwarte Sempach (Hrsg.) (2017): Kiebitz – *Vanellus vanellus*. <http://www.vogelwarte.ch/de/voegel/voegel-der-schweiz/kiebitz> (18.05.2017).

- Schweizerisches Bundesamt für Landwirtschaft (Hrsg.) (2014): Agrarbericht 2014. Bern, Schweiz.
https://www.blw.admin.ch/dam/blw/de/dokumente/Nachhaltige%20Produktion/Umwelt/Boden/Agrarbericht%202014_Oekologie.pdf.download.pdf/Agrarbericht%202014_Oekologie_d.pdf (10.06.2016)
- Schweizerisches Bundesamt für Statistik (Hrsg.) (2015): Tabelle 240501_1_D – Ökologische Ausgleichsflächen.
<http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/themen/07/03/blank/ind24.Document.190533.xls> (10.06.2016).
- Sheldon RD, Bolton MR, Gillings S & Wilson AM (2004): Conservation management of Lapwing *Vanellus vanellus* on lowland arable farmland in the UK. *Ibis* 146 Suppl. 2: 41-49.
- Sheldon RD, Chaney K & Tyler GA (2005): Factors affecting nest-site choice by Northern Lapwing *Vanellus vanellus* within arable fields – the importance of crop structure. *Wader Study Group Bull.* 108: 47-52.
- Sheldon RD, Chaney K & Tyler GA (2007): Factors affecting nest survival of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in arable farmland – an agri-environment scheme prescription can enhance nest survival. *Bird Study* 54: 168-175.
- Shrubbs M (2007): *The Lapwing*. Poyser, London, UK.
- Shrubbs M & Lack PC (1991): The numbers and distribution of Lapwings *V. vanellus* nesting in England and Wales in 1987. *Bird Study* 38: 20-37.
- Siriwardena GM, Baillie SR, Buckland ST, Fewster RM, Marchant JH & Wilson JD (1998): Trends in the abundance of farmland birds – a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *J. Appl. Ecol.* 35: 24-43.
- Siriwardena GM, Wilson JD, Baillie SR & Crick HQP (2001): Can the historical CBC trend for skylarks *Alauda arvensis* be 'recovered' using present-day agricultural habitat preferences and changes in agricultural land-use? In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): *The ecology and conservation of skylarks Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 53-60.
- Smart J, Bolton MR, Hunter F, Quayle H, Thomas G & Gregory RD (2013): Managing uplands for biodiversity – Do agri-environment schemes deliver benefits for breeding lapwing *Vanellus vanellus*? *J. Appl. Ecol.* 50: 794-804.
- Smith B, Holland J, Jones N, Moreby S, Morris AJ & Southway S (2009): Enhancing invertebrate food resources for skylarks in cereal ecosystems – how useful are in-crop agri-environment scheme management options? *J. Appl. Ecol.* 46: 692-702.
- Smith RK, Pullin AS, Stewart GB & Sutherland WJ (2010): Effectiveness of predator removal for enhancing bird populations. *Conserv. Biol.* 24: 820-829.
- Smith RK, Pullin AS, Stewart GB & Sutherland WJ (2011): Is nest predator exclusion an effective strategy for enhancing bird populations? *Biol. Conserv.* 144: 1-10.
- SMUL [Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft] (Hrsg.) (2009): Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung von flächenbezogenen Agrarumweltmaßnahmen und der ökologischen Waldmehrung im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Agrarumweltmaßnahmen und Waldmehrung – RL AuW/2007) vom 13. November 2007. Dresden. https://www.revosax.sachsen.de/vorschrift_gesamt/9733/12860.pdf (25.02.2010).

- SMUL [Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft] (Hrsg.) (2015): Richtlinie des Sächsischen Staatsministeriums für Umwelt und Landwirtschaft zur Förderung von Vorhaben der umweltgerechten Flächenbewirtschaftung im Freistaat Sachsen (Förderrichtlinie Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen – RL AUK/2015) vom 22. Juni 2015. Dresden.
https://www.revosax.sachsen.de/vorschrift_gesamt/16239/25377.pdf (28.02.2017).
- Soil Association (Hrsg.) (2000): The biodiversity benefits of organic farming. The Soil Association, Bristol, UK.
http://base.socioeco.org/docs/policy_report_2000_biodiversity_benefits.pdf (08.07.2016).
- Sovon Vogelonderzoek Nederland (Hrsg.) (2017): Broedvogeltrends. (Niederländisch).
https://www.sovon.nl/sites/default/files/doc/broedvogels_2015.xls (05.05.2017).
- Spieß M (2003): Ökologischer Ausgleich aus der Schweiz – Ziele erreicht? Ergebnisse der Effizienzforschung. In: Nottmeyer-Linden K, Müller S & Pasch D (Hrsg.): Angebotsnaturschutz – Vorschläge zur Weiterentwicklung des Vertragsnaturschutzes. Tagungsbericht der gleichlautenden Fachtagung 23.-24. Oktober 2002 in Wuppertal. BfN-Skripten 89: 41-52.
<https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/skript89.pdf> (10.06.2016).
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1957): Statistisches Jahrbuch 1956 der Deutschen Demokratischen Republik. Deutscher Zentralverlag, Berlin.
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1961): Statistisches Jahrbuch 1960/61 der Deutschen Demokratischen Republik. Deutscher Zentralverlag, Berlin.
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1965): Statistisches Jahrbuch 1965 der Deutschen Demokratischen Republik. Staatsverlag der DDR, Berlin.
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1975): Statistisches Jahrbuch 1975 der Deutschen Demokratischen Republik. Staatsverlag der DDR, Berlin.
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1980): Statistisches Jahrbuch 1980 der Deutschen Demokratischen Republik. Staatsverlag der DDR, Berlin.
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1985): Statistisches Jahrbuch 1985 der Deutschen Demokratischen Republik. Staatsverlag der DDR, Berlin.
- Staatliche Zentralverwaltung für Statistik der DDR (Hrsg.) (1989): Statistisches Jahrbuch 1989 der Deutschen Demokratischen Republik. Staatsverlag der DDR, Berlin.
- Stahn H (2009): Vertragsnaturschutz auf dem Acker – EU-kofinanzierte Maßnahmen im Kreis Soest. Natur in NRW 3/2009: 26-27.
- Šťastný K, Bejček V & Hudec K (2006): Atlas hnízdního rozšíření ptáků v České republice [Atlas der Brutvögel in der Tschechischen Republik]. Aventinum, Prag, Tschechien. (Tschechisch mit englischer Zusammenfassung).
- Statistisches Amt der DDR (Hrsg.) (1990): Statistisches Jahrbuch der Deutschen Demokratischen Republik '90. R.-Haufe-Verlag, Berlin.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (o. J.): Arbeitsunterlage „Lange Reihen der Landwirtschaftsstatistik von 1938 bis 1996“. Wiesbaden.

- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2011a): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) 2010. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00004300/2030312107004.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2011b): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) 2011. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00004301/2030312117004.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2012a): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) 2012. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00012586/2030312127004.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2012b): Fachserie 3 Reihe 3.2.1 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Wachstum und Ernte – Feldfrüchte 2011. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00009148/2030321117164.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2014a): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) – Agrarstrukturerhebung 2013. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00012859/2030312137004.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2014b): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) 2014. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00014781/2030312147004.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2014c): Fachserie 3 Reihe 3.2.1 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Wachstum und Ernte – Feldfrüchte 2013. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00012869/2030321137164.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2015a): Fachserie 3 Reihe 3.1.2 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen) 2015. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00018128/2030312157004.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2015b): Fachserie 3, Reihe 5.1. – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Flaechennutzung/Bodenflaechennutzung2030510157004.pdf?__blob=publicationFile (15.09.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2016a): Fachserie 3 Reihe 3.2.1 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Wachstum und Ernte – Feldfrüchte 2015. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/GPStatistik/servlets/MCRFileNodeServlet/DEHeft_derivate_00020408/2030321157164.pdf (27.06.2016).
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2016b): Genesis-Datenbank online. www.destatis.de (22.06.2016).

- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2017): Fachserie 3 Reihe 2.2.1 – Land- und Forstwirtschaft, Fischerei – Betriebe mit ökologischem Landbau – Agrarstrukturerhebung. Wiesbaden.
https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Betriebe/OekologischerLandbau2030221169004.pdf?__blob=publicationFile (09.08.2017).
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.) (2016): Landwirtschaftlich genutzte Fläche in Sachsen nach Kulturarten ab 1990. Kamenz.
https://www.statistik.sachsen.de/download/050_W-Land-Forstwirt/ZeitreiheLF.pdf (15.09.2016).
- Steffens R, Nachtigall W, Rau S, Trapp H & Ulbricht J (2013): Brutvögel in Sachsen. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- Stevens DK & Bradbury RB (2006): Effects of the Arable Stewardship Pilot Scheme on breeding birds at field and farm-scales. *Agr. Ecosyst. Environ.* 112: 283-290.
- Stillman RA, MacDonald MA, Bolton MR, le Vasseur dit Durrell SEA, Caldow RWG & West AD (2006): Management of wet grassland habitat to reduce the impact of predation on breeding waders – Phase 1 – Final report. Centre for Ecology and Hydrology Dorset, Dorchester, UK.
http://nora.nerc.ac.uk/3393/1/WetGrasslandRepPhase1DefraBD1324_5933_FRA.pdf (09.03.2017).
- Stoate C, Boatman ND, Borralho RJ, Rio Carvalho C, de Snoo GR & Eden P (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *J. Environ. Manage.* 63: 337-365.
- Stöckli S, Jenny M & Spaar R (2006): Eignung von landwirtschaftlichen Kulturen und Mikrohabitat-Strukturen für brütende Feldlerchen *Alauda arvensis* in einem intensiv bewirtschafteten Ackerbaugbiet. *Ornithol. Beob.* 103: 145-158.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. LAG VSW & DDA, Radolfzell.
- Sudfeldt C, Dröschmeister R, Grüneberg C, Jaehne S, Mitschke A & Wahl J (2008): Vögel in Deutschland 2008. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/statusreport2008_ebook.pdf (05.09.2016).
- Sutherland WJ (2002): Restoring a sustainable countryside. *Trends Ecol. Evol.* 17: 148-150.
- Sutherland WJ (2004): A blueprint for the countryside. *Ibis* 146 Suppl. 2: 230-238.
- Swash ARH, Grice PV & Smallshire D (2000): The contribution of the UK Biodiversity Action Plan and agri-environment schemes to the conservation of farmland birds in England. In: Aebischer NJ, Evans AD, Grice PV & Vickery JA (Hrsg.): *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. Proc. of the 1999 BOU Spring Conference.* British Ornithologists' Union, Southampton, UK, 36-42.
- Teichmann A (1975): Das Brutvorkommen des Kiebitzes – *Vanellus vanellus* (L.) – im Kreis Merseburg. *Apus* 3: 253-261.
- Teunissen W, Schekkerman H, Willems F & Majoor F (2008): Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. *Ibis* 150 Suppl. 1: 74-85.

- Teunissen W, Koks BJ, Kragten S, van't Hoff J, Arisz J, Ottens HJ & Roodbergen M (2010): Conservation measures for breeding Skylarks on arable land in the Netherlands. BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds 3 – delivering solutions in an uncertain world.
<http://www.bou.org.uk/bouproc-net/lfb3/teunissen-etal.pdf> (13.11.2013).
- Thaxter CB, Joys AJ, Gregory RD, Baillie SR & Noble DG (2010): Hypotheses to explain patterns of population change among breeding bird species in England. *Biol. Conserv.* 143: 2006-2019.
- Thiele U (2009): Fördermaßnahmen in der Feldflur – die Förderangebote des Vertragsnaturschutzes. *Natur in NRW* 3/2009: 14-16.
- Thompson PS, Baines D, Coulson JC & Longrigg G (1994): Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 136: 474-484.
- Thünen-Institut für Waldökosysteme Eberswalde (2016): Datenspeicher Jagd Eberswalde – Streckendaten für Deutschland inkl. Fall- und Unfallwild. Individuelle Datenabfrage.
- Tiainen J, Pakkala T, Piironen J, Rintala J & Sirkiä J (2001): Long-term population trends of skylarks *Alauda arvensis* in Finland. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 11-24.
- Tilman D, Balzer C, Hill J & Befort BL (2011): Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *PNAS* 108: 20260-20264.
- Toepfer S & Stubbe M (2001): Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. *J. Ornithol.* 142: 184-194.
- Tomiałoć L & Stawarczyk T (2003): Awifauna Polski – Rozmieszczenie, liczebność i zmiany – Tom II [Avifauna Polens – Verbreitung, Bestand und Trends – Band II]. Polskie Towarzystwo Przyjaciół Przyrody „pro Natura“, Wrocław, Polen. (Polnisch).
- Topping CJ (2005): The impact on skylark numbers of reductions in pesticide usage in Denmark – Predictions using a landscape-scale individual-based model. National Environmental Research Institute Denmark, Copenhagen, NERI Technical Report 527.
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR527_med%20henvisning_til_rettelsesblad.PDF (16.02.2017).
- Topping CJ & Odderskær P (2004): Modeling the influence of temporal and spatial factors on the assessment of impacts of pesticides on skylarks. *Environ. Toxicol. Chem.* 23: 509-520.
- Trolliet B (2003): Elements for a Lapwing (*Vanellus vanellus*) management plan. *Game Wildlife Sci.* 20: 93-144.
- Tryjanowski P, Hartel T, Báldi A, Szymański P, Tobolka M, Herzon I, Goławski A, Konvička M, Hromada M, Jerzak L, Kujawa K, Lenda M, Orłowski G, Panek M, Skórka P, Sparks TH, Tworek S, Wuczyński A & Żmihorski M (2011): Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithol.* 46: 1-12.
- Tscharntke T, Clough Y, Wanger TC, Jackson L, Motzke I, Perfecto I, Vandermeer J & Whitbread A (2012): Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biol. Conserv.* 151: 53-59.
- Ulrich R, Kliemt A, Selhorst T & Müller T (2005): Tollwut in Europa. *Beitr. Jagd- und Wildforsch.* 30: 289-301.
- Uthes S & Matzdorf B (2013): Studies on agri-environmental measures – a survey of the literature. *Environ. Manage.* 51: 251-266.

- van der Wal R & Palmer SCF (2008): Is breeding of farmland wading birds depressed by a combination of predator abundance and grazing? *Biol. Lett.* 4: 256-258.
- Verhulst J, Kleijn D & Berendse F (2007): Direct and indirect effects of the most widely implemented Dutch agri-environment schemes on breeding waders. *J. Appl. Ecol.* 44: 70-80.
- Vickery JA & Buckingham DL (2001): The value of set-aside for skylarks *Alauda arvensis* in Britain. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): *The ecology and conservation of skylarks Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 161-175.
- Vickery JA, Tallowin JT, Feber RE, Atkinson PW, Asteraki EJ, Fuller RJ & Brown VK (1999): Changes in lowland grassland management – implications for invertebrates & birds. BTO Research Report 222. British Trust for Ornithology and Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Thetford, UK. https://www.bto.org/sites/default/files/shared_documents/publications/research-reports/1999/rr222.pdf (21.02.2017).
- Vickery JA, Ewing SR, Smith KW, Pain DJ, Bairlein F, Škorpilová J & Gregory RD (2014): The decline of Afro-Palaeartic migrants and an assessment of potential causes. *Ibis* 156: 1-22.
- Vittinghoff E, Glidden DV, Shiboski SC & McCulloch CE (2012): *Regression methods in biostatistics – linear, logistic, survival, and repeated measures models*. 2nd ed., Springer, New York, NY, USA.
- Voříšek P, Gregory RD, van Strien AJ & Gmelig Meyling AW (2008): Population trends of 48 common terrestrial bird species in Europe – results from the Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. *Rev. Catalana d'Ornitologia* 24: 4-14.
- Voříšek P, Jiguet F, van Strien AJ, Škorpilová J, Klvaňová A & Gregory RD (2010): Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds – how much have we lost? BOU Proceedings – Lowland Farmland Birds 3 – delivering solutions in an uncertain world. <http://www.bou.org.uk/bouproc-net/lfb3/vorisek-etal.pdf> (22.10.2013).
- Wahl J, Doer D, Peterskeit F & Anthes N (2004): Drastischer Bestandsrückgang der Feldlerche *Alauda arvensis* in Münster (Westfalen) von 1997 bis 2004. *Charadrius* 40: 57-67.
- Wahl J, Dröschmeister R, Gerlach B, Grüneberg C, Langgemach T, Trautmann S & Sudfeldt C (2015): *Vögel in Deutschland 2014*. DDA, BfN, LAG VSW, Münster. http://www.dda-web.de/downloads/texts/publications/statusreport2014_ebook.pdf (17.02.2016).
- Wakeham-Dawson A & Aebischer NJ (1998): Factors determining winter densities of birds on Environmentally Sensitive Area arable reversion grassland in southern England. *Agr. Ecosyst. Environ.* 70: 189-201.
- Wakeham-Dawson A, Szoszkiewicz K, Stern K & Aebischer NJ (1998): Breeding skylarks *Alauda arvensis* on Environmentally Sensitive Area arable reversion grass in southern England – survey-based and experimental determination of density. *J. Appl. Ecol.* 35: 635-648.
- Wallander J, Isaksson D & Lenberg T (2006): Wader nest distribution and predation in relation to man-made structures on coastal pastures. *Biol. Conserv.* 132: 343-350.
- Wegglar M (2009): Verlauf von Kiebitzbruten *Vanellus vanellus* auf Flachdächern und Versuch der Jungenumsiedlung. *Ornithol. Beob.* 106: 297-309.
- Weibel UM (1998): Habitat use of foraging skylarks (*Alauda arvensis* L.) in an arable landscape with wild flower strips. *Bull. Geobot. Inst. ETH* 64: 37-45.

- Weibel UM (1999): Effects of wildflower strips in an intensively used arable area on skylarks (*Alauda arvensis*). Dissertation, ETH Zürich, Schweiz.
<http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:23528/eth-23528-02.pdf> (17.02.2017).
- Weibel UM, Jenny M, Zbinden N & Edwards PJ (2001): Territory size of Skylarks *Alauda arvensis* on arable farmland in Switzerland in relation to habitat quality and management. In: Donald PF & Vickery JA (Hrsg.): The ecology and conservation of skylarks *Alauda arvensis*. The Royal Society for the Protection of Birds, Sandy, UK, 177-187.
- Wetlands International (Hrsg.) (2016): Waterbird Population Estimates.
<http://wpe.wetlands.org/search?form%5Bspecies%5D=Vanellus+vanellus&form%5Bpopulation%5D=&form%5Bpublication%5D=5> (03.05.2016).
- Whittingham MJ (2007): Will agri-environment schemes deliver substantial biodiversity gain, and if not why not? *J. Appl. Ecol.* 44: 1-5.
- Whittingham MJ (2011): The future of agri-environment schemes – biodiversity gains and ecosystem service delivery? *J. Appl. Ecol.* 48: 509-513.
- Whittingham MJ & Evans KL (2004): The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* 146 Suppl. 2: 210-220.
- Wiersma P, Kirwan GM & Sharpe CJ (2016): Northern Lapwing (*Vanellus vanellus*). In: del Hoyo J, Elliott A, Sargatal J, Christie DA & de Juana E (Hrsg.): Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona, Spanien. <http://www.hbw.com/node/53792> (02.06.2016).
- Wilcox JC, Barbottin A, Durant D, Tichit M & Makowski D (2014): Farmland birds and arable farming, a meta-analysis. *Sustain. Agr. Rev.* 13: 35-63.
- Wilson AM, Vickery JA & Browne SJ (2001): Numbers and distribution of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding in England and Wales in 1998. *Bird Study* 48: 2-17.
- Wilson AM, Ausden M & Milsom TP (2004): Changes in breeding wader populations on lowland wet grasslands in England and Wales – causes and potential solutions. *Ibis* 146 Suppl. 2: 32-40.
- Wilson JD, Evans J, Browne SJ & King JR (1997): Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *J. Appl. Ecol.* 34: 1462-1478.
- Wilson JD, Whittingham MJ & Bradbury RD (2005): The management of crop structure – a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds. *Ibis* 147: 453-463.
- Wilson JD, Evans AD & Grice PV (2009): Bird conservation and agriculture. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wretenberg J, Lindström Å, Svensson S, Thierfelder T & Pärt T (2006): Population trends of farmland birds in Sweden and England – similar trends but different patterns of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 43: 1110-1120.
- Zámečník V, Kubelka V & Šálek M (2017): Visible marking of wader nests to avoid damage by farmers does not increase nest predation. *Bird Conserv. Int.* 27.
- Zöllner T (2003): Paarsysteme beim Kiebitz *Vanellus vanellus* und ihre Auswirkungen auf die Brutpartner und ihre Gelege. *Vogelwelt* 124: 35-44.
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA & Smith GM (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer, New York, NY, USA.

Abbildungsnachweis

- Abb. 1: eigene Darstellung unter Verwendung von EBCC (2016) und WAHL et al. (2015)
- Abb. 2: GRÜNEBERG et al. (2015: 39), vektorisiert
- Abb. 3: eigene Darstellung unter Verwendung von STATISTISCHE ZENTRALVERWALTUNG DER DDR (1957, 1961, 1965, 1975, 1980, 1985), STATISTISCHES AMT DER DDR (1990), STATISTISCHES BUNDESAMT (o. J., 2011a, b, 2012a, b, 2014a, b, c, 2015a, 2016a, b)
- Abb. 4: eigene Darstellung unter Verwendung von BVL (2015), EUROSTAT (2013), STATISTISCHE ZENTRALVERWALTUNG DER DDR (1965, 1975, 1980, 1989), STATISTISCHES AMT DER DDR (1990)
- Abb. 5: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 6: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 7: eigene Darstellung unter Verwendung von STAATLICHE ZENTRALVERWALTUNG FÜR STATISTIK DER DDR (1975, 1980), STATISTISCHES AMT DER DDR (1990)
- Abb. 8: eigene Darstellung unter Verwendung von STATISTISCHE ZENTRALVERWALTUNG DER DDR (1957, 1961, 1965, 1975, 1980, 1985), STATISTISCHES AMT DER DDR (1990), STATISTISCHES BUNDESAMT (o. J., 2011a, b, 2012a, 2014a, b, 2015a, 2016b)
- Abb. 9: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 10: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 11: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 12: eigene Darstellung unter Verwendung von THÜNEN-INSTITUT FÜR WALDÖKOSYSTEME EBERSWALDE (2016)
- Abb. 13: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 14: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 15: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 16: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 17: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 18: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 19: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 20: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 21: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 22: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 23: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 24: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 25: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, M. Schimkat
- Abb. 26: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, A. Eilers
- Abb. 27: SCHMIDT et al. (2015: 8)
- Abb. 28: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 29: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 30: www.bing.com (abgerufen am 14.06.2012)
- Abb. 31: Google Earth
- Abb. 32: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 33: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Abb. 34: eigene Darstellung unter Verwendung von McCULLOCH et al. (2008) und MCCULLAGH & NELDER (1989)
- Abb. 35: eigene Darstellung
- Abb. 36: eigene Darstellung
- Fig. 37: eigene Darstellung
- Fig. 38: eigene Darstellung
- Fig. 39: eigene Darstellung

- Fig. 40: eigene Darstellung unter Verwendung von STEFFENS et al. (2013) und Eilers & Schmidt (unveröffentlichte Daten)
- Fig. 41: eigene Darstellung
- Fig. 42: eigene Darstellung
- Fig. 43: eigene Darstellung
- Fig. 44: eigene Darstellung
- Fig. 45: eigene Darstellung
- Fig. 46: eigene Darstellung
- Fig. 47: eigene Darstellung
- Fig. 48: eigene Darstellung
- Fig. 49: eigene Darstellung
- Fig. 50: eigene Darstellung
- Fig. 51: eigene Darstellung
- Fig. 52: eigene Darstellung
- Suppl. Mat. Fig. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Suppl. Mat. Fig. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.1.1, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.1.1, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.1.2, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.1.2, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.1.3, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.1.3, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.2, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.2, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.2, Abb. 3: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.3, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.3, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.3, Abb. 3: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.4, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.4, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.2.4, Abb. 3: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.3.2, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt

- Anhang 5.3.2, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.3.3, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.3.4, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.3.5, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.3.6, Abb. 1: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 5.3.6, Abb. 2: Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V., Bodenbrüterprojekt, J.-U. Schmidt
- Anhang 6.1.1, Abb. 1: FISCHER et al. (2005: 53)
- Anhang 6.1.2, Abb. 1: FISCHER et al. (2005: 53)
- Anhang 6.1.3, Abb. 1: FISCHER et al. (2005: 53)
- Abb. 53: eigene Darstellung unter Verwendung von BASTIAN & SYRBE (2005) aus SÄCHS. LFULG (2013)
- Abb. 54: eigene Darstellung unter Verwendung von BASTIAN & SYRBE (2005) aus SÄCHS. LFULG (2013)
- Abb. 55: eigene Darstellung unter Verwendung von BASTIAN & SYRBE (2005) aus SÄCHS. LFULG (2013)
- Abb. 56: eigene Darstellung
- Abb. 57: eigene Darstellung
- Abb. 58: eigene Darstellung
- Abb. 59: eigene Darstellung
- Abb. 60: eigene Darstellung
- Abb. 61: eigene Darstellung
- Abb. 62: eigene Darstellung
- Abb. 63: eigene Darstellung
- Abb. 64: eigene Darstellung
- Abb. 65: eigene Darstellung
- Abb. 66: eigene Darstellung
- Abb. 67: eigene Darstellung
- Abb. 68: eigene Darstellung
- Abb. 69: eigene Darstellung
- Abb. 70: eigene Darstellung
- Abb. 71: eigene Darstellung
- Abb. 72: eigene Darstellung
- Abb. 73: eigene Darstellung
- Abb. 74: eigene Darstellung
- Abb. 75: eigene Darstellung
- Abb. 76: eigene Darstellung
- Abb. 77: eigene Darstellung
- Abb. 78: eigene Darstellung
- Abb. 79: eigene Darstellung
- Abb. 80: eigene Darstellung
- Abb. 81: eigene Darstellung
- Abb. 82: eigene Darstellung

Anhang

Anhang 1	Drucksache 4/13679 des Sächsischen Landtags zur Initiierung des Bodenbrüterprojekts	163
Anhang 2	Erläuterungen zu Abbildungen und Tabellen	165
Anhang 3	Zusammenstellung von AUM und vergleichbaren Maßnahmen auf Äckern für Kiebitz und Feldlerche	167
Anhang 4	Infotafeln zu den Maßnahmen am Feldrand	180
Anhang 5	Maßnahmenbeschreibungen	183
Anhang 5.1	Feldlerchenfenster	183
Anhang 5.1.1	F1 – Feldlerchenfenster in Winterungen 2010/11	183
Anhang 5.1.2	F1 – Feldlerchenfenster in Winterungen 2011/12	184
Anhang 5.1.3	F1 – Feldlerchenfenster in Winterungen 2012/13	185
Anhang 5.2	Zusätzliche Fahrgassen (weitreihige Saat)	186
Anhang 5.2.1	F2c – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2009/10	186
Anhang 5.2.2	F3 – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2010/11	187
Anhang 5.2.3	F3 – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2011/12	188
Anhang 5.2.4	F3 – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2012/13	189
Anhang 5.3	Kiebitzinseln	190
Anhang 5.3.1	K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2009/10	190
Anhang 5.3.2	K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2010/11	191
Anhang 5.3.3	K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2011/12	192
Anhang 5.3.4	K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2012/13	193
Anhang 5.3.5	K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2013/14	194
Anhang 5.3.6	K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2014/15	195
Anhang 6	Leistungsbeschreibungen der Erfassungen	196
Anhang 6.1	Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen	196
Anhang 6.1.1	Siedlungsdichtekartierung der Feldlerche 2011	196
Anhang 6.1.2	Siedlungsdichtekartierung der Feldlerche 2012	199
Anhang 6.1.3	Siedlungsdichtekartierung der Feldlerche 2013	202
Anhang 6.2	Kiebitzinseln	205
Anhang 6.2.1	Kiebitz erfassung 2010	205
Anhang 6.2.2	Kiebitz erfassung 2011	207
Anhang 6.2.3	Kiebitz erfassung 2012	209
Anhang 6.2.4	Kiebitz erfassung 2013	211
		161

Anhang 6.2.5	Kiebitzerfassung 2014	213
Anhang 7	Formulare für die Erfassung	216
Anhang 8	Datenzusammenstellungen	218
Anhang 8.1	Studie 1 – Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen	218
Anhang 8.2	Studie 2 – Kiebitzinseln	241
Anhang 9	Ausgewählte R-Skripte, Modellübersichten und Plots	254
Anhang 9.1	R-Skript für Korrelationsplots nach ZUUR et al. 2009	254
Anhang 9.2	Korrelationsplots	255
Anhang 9.3	Varianzinflationsfaktoren	282
Anhang 9.4	R-Code zur Berechnung der vollständigen Modelle	284

Anhang 1 Drucksache 4/13679 des Sächsischen Landtags zur Initiierung des Bodenbrüterprojekts

Sächsischer Landtag
4. Wahlperiode

DRUCKSACHE 4 / 13679

Antrag

der CDU-Fraktion und der SPD-Fraktion

Thema: **Stärkung des Artenschutzes charakteristischer Vogelarten der offenen Feldflur**

Der Landtag möge beschließen,
die Staatsregierung zu ersuchen,

in Anerkennung des erheblichen Rückganges charakteristischer Vogelarten der offenen Feldflur zur Sicherung der biologischen Vielfalt in der Kulturlandschaft ein Artenschutzprojekt für Bodenbrüter, vorrangig für Rebhuhn, Kiebitz und Feldlerche aufzulegen.

Das laufende Artenschutzprogramm Weißstorch soll verstärkt fortgeführt und mit dem Artenschutzprojekt Bodenbrüter vernetzt werden.

Dresden, den 17. Oktober 2008



Steffen Flath MdL
CDU-Fraktion



Martin Dulig MdL
SPD-Fraktion

Eingegangen am: 29. OKT. 2008 Ausgegeben am: 30. OKT. 2008

Begründung:

Zahlreiche Debatten im Sächsischen Landtag zur Erhaltung der biologischen Vielfalt haben in den zurückliegenden Monaten deutlich gemacht, dass ein anhaltender und teilweise zunehmender Artenrückgang bei der Vogelwelt in der offenen Agrarlandschaft zu verzeichnen ist.

Besonders solche Charaktervögel der Feldflur wie Rebhuhn, Kiebitz und Feldlerche, aber auch der Weißstorch, nehmen als Folge aktueller Nutzungspraktiken, den zunehmenden Druck durch Beutegreifer und dem Freizeitverhalten des Menschen und die damit einhergehende Habitatzerstörung oder die fehlende Nahrungsgrundlage in starkem Umfang ab. Mehr oder weniger starke Rückgänge in Sachsen sind auch durch wissenschaftliche Studien belegt. Deshalb sind Sonderprogramme besonders in jenen Landesteilen erforderlich, in welchen Populationen noch verhältnismäßig stabil sind. Damit ist eine Ausbreitung der o. g. Arten von solchen Kernräumen möglich. Dies setzt voraus, dass auch in bereits jetzt biologisch verarmten Gebieten in Bereichen potentiell geeigneter Habitaten zukünftig angepasste Bewirtschaftungsformen praktiziert werden. Ein besonderer Schwerpunkt der Erhaltungsmaßnahmen ist dabei auf die Vogelschutzgebiete des europäischen Netzes Natura 2000 zu richten, da die Abstimmung zwischen Flächennutzern und dem Naturschutzanliegen in diesen besonderen Schutzgebieten, im Hinblick auf die in den Rechtsverordnungen der Gebiete festgelegten Erhaltungsziele, noch verbesserungswürdig ist.

Anhang 2 Erläuterungen zu Abbildungen und Tabellen

Abb. 3 Erläuterungen:

Wintergetreide: DDR bis 1989 Wintergetreide; BRD bis 1989 und Deutschland ab 1990 Winterweizen + Roggen + Wintergerste + Wintermenggetreide + Triticale

Sommergetreide: DDR bis 1989 Sommergetreide; BRD bis 1989 und Deutschland 1990-2009 Sommergerste, Hafer und Sommermenggetreide, ab 2010 zzgl. Sommerweizen

Winterraps: DDR 1974-1989 Raps und Rübsen; Deutschland 1990 Raps und Rübsen; die übrigen Jahre Winterraps

Grünland: Darstellung nur bis 2009, da ab 2010 die Erfassungskategorien geändert wurden und daher nicht vergleichbar sind; DDR bis 1989 Wiesen und Dauerweiden (teilweise umgerechnet auf Heuertrag); BRD bis 1989 und Deutschland 1990-2009 Wiesen und Mähweiden

Abb. 8 Erläuterungen:

Wintergetreide: DDR bis 1989 Wintergetreide; BRD bis 1989 und Deutschland ab 1990 Winterweizen + Roggen + Wintergerste + Wintermenggetreide + Triticale

Sommergetreide: DDR bis 1989 Sommergetreide; BRD bis 1989 und Deutschland 1990-2009 Sommergerste, Hafer und Sommermenggetreide, ab 2010 zzgl. Sommerweizen

Winterraps: DDR 1974-1989 Raps und Rübsen; Deutschland 1990 Raps und Rübsen; die übrigen Jahre Winterraps

Feldfutter: DDR bis 1989 Feldfutter (ohne Mais); BRD bis 1989 und Deutschland 1990-2009 Futterpflanzen (insgesamt) abzüglich Silomais (einschließlich Lieschkolbenschrot); Deutschland ab 2010 Pflanzen zur Grünernte zusammen ohne Silomais (einschließlich Lieschkolbenschrot)

Bracheanteil bis 1989 nur für die BRD vorliegend und bis dahin auf die dortige Ackerfläche bezogen

Tab. 44: Vergleich der Gefährdungskategorien der nationalen und internationalen Roten Liste (die kursiv gesetzten Kategorien sind im engeren Sinn keine Gefährdungskategorien, sondern geben lediglich eine zusätzliche Statusinformation; Quelle für Deutschland LUDWIG et al. (2009), Quelle international IUCN (2012))

Deutschland		IUCN regional categories	
	0 Ausgestorben oder verschollen	RE	Regionally Extinct
bestandsgefährdet	1 Vom Aussterben bedroht	CR	Critically Endangered
	2 Stark gefährdet	EN	Endangered
	3 Gefährdet	VU	Vulnerable
	G Gefährdung unbekanntes Ausmaßes		
R	Extrem selten		
V	<i>Vorwarnliste</i>	NT	<i>Near Threatened</i>
*	<i>Ungefährdet</i>	LC	<i>Least Concern</i>
D	<i>Daten unzureichend</i>	DD	<i>Data Deficient</i>
♦	<i>Nicht bewertet</i>	NA	<i>Not Assessed</i>

Anhang 3 Zusammenstellung von AUM und vergleichbaren Maßnahmen auf Äckern für Kiebitz und Feldlerche

Tab. 45: Zusammenstellung von AUM und Projekten mit Feldlerchenfenstern

Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)						Vergütung	Zeitraum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
		Anzahl	Größe	Fläche in %	Art der Anlage	Kulturarten	Nebenbedingungen					
ODDERSKÆR et al. 1997a	unsown plots	4,5/ha (100 Fenster auf 22 ha)	40 m ²	1,82	Aussparen bei der Aussaat	Sommergerste	--	--	1991	1	Dänemark: Ost-Jütland	Projekt
ODDERSKÆR et al. 1997a	unsown plots	7/ha	7 m ²	0,49	Aussparen bei der Aussaat	Sommergerste	--	--	1992-1993	8 (4 pro Jahr)	Dänemark: Ost-Jütland	Projekt
MORRIS et al. 2004	undrilled patches ('skylark scrapes')	2/ha	4x4 m = 16 m ²	0,32	Aussparen bei der Aussaat	Winterweizen	Feld ≥5 ha, nicht an Fahrspuren	--	2002-2003	15 (inkl. der 10 Flächen im SAFFIE-Projekt, siehe MORRIS et al. 2007)	England	Projekt
MORRIS 2005	unplanted plots ('skylark scrapes')	2/ha	4x4 m = 16 m ²	0,32	manuell (hacken)	Zuckerrüben	Feld ≥5 ha und mit "offenem Aspekt"	--	2003-2004	15	Ost-England	Projekt
COOK et al. 2007	undrilled patches	2/ha	16-25 m ² bei 3 bis 8 m Drillbreite	0,32-0,50	Aussparen bei der Aussaat oder Totalherbizid (etwa 6 Wochen nach der Aussaat)	v. a. Winterweizen	1x klassisch, 1x mit zusätzlichen Randstreifen (Brachestreifen im Sinne breiter Feldraine), Feld ≥5 ha, mind. 24 m Abstand zum Feldrand	--	2004-2006	156 (26 pro Jahr und Variante)	Ost-England, Südost-Wales, Südost-Schottland	Projekt

Tab. 45 fortgesetzt

Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)												
Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Anzahl	Größe	Fläche in %	Art der Anlage	Kulturarten	Nebenbedingungen	Vergütung	Zeitraum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
MORRIS et al. 2007	undrilled patches	2/ha	4x4 m = 16 m ²	0,32	Aussparen bei der Aussaat oder Totalherbizid	Winterweizen	Feld >5 ha mit "offenem Aspekt"	--	2002-2003	20 (10 pro Jahr)	England	Projekt
SMITH et al. 2009	undrilled patches	2/ha	4x4 m = 16 m ²	0,32	Aussparen bei der Aussaat	Winterweizen	Feld >5 ha mit "offenem Aspekt"	--	2002-2003	20 (10 pro Jahr)	England	Projekt
DEFRA 2003	E6: Skylark plots	max. 2/ha	mind. 3 m x max. 12 m	--	Aussparen bei der Aussaat	Wintergetreide	Feld >5 ha, wenn an Wald oder Baumreihen grenzend >10 ha, nicht an Fahrspuren, mit Abstand zum Feldrand, keine mechanische Unkrautbekämpfung ab dem 1.4.	4 Punkte/Fenster	2003-2004	--	England (nur Pilotgebiete)	AUM
DEFRA 2005a	EF8: Skylark plots	--	mind. 3 m x max. 12 m	--	Aussparen bei der Aussaat	Wintergetreide	Feld >5 ha, wenn an Wald oder Baumreihen grenzend >10 ha, nicht an Fahrspuren, mit Abstand zum Feldrand, keine mechanische Unkrautbekämpfung ab dem 1.4.	5 Punkte/Fenster	2005-2007	--	England	AUM

Tab. 45 fortgesetzt

Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)												
Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Anzahl	Größe	Fläche in %	Art der Anlage	Kulturarten	Nebenbedingungen	Vergütung	Zeitraum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
NATURAL ENGLAND 2008	EF8: Skylark plots	mind. 2/ha	mind. 4x4 m = 16 m ²	0,32	Aussparen bei der Aussaat oder Totalherbizid bis 31.12.	Wintergetreide	Feld >5 ha, wenn an Wald oder Baumreihen grenzend >10 ha, nicht an Fahrspuren, mit Abstand zum Feldrand, keine mechanische Unkrautbekämpfung	5 Punkte/ Fenster	2008- 2009	--	England	AUM
NATURAL ENGLAND 2010, 2013	EF8: Skylark plots	mind. 2/ha	mind. 16 m ² (mind. 3 m breit)	0,32	Aussparen bei der Aussaat oder Totalherbizid bis 31.12.	Wintergetreide	Feld >5 ha, wenn an Wald oder Baumreihen grenzend >10 ha, nicht an Fahrspuren, mind. 50 m vom Feldrand entfernt, keine mechanische Unkrautbekämpfung	5 Punkte/ Fenster	2010- 2015	--	England	AUM
NATURAL ENGLAND 2015, 2017	AB4: Skylark plots	mind. 2/ha	mind. 16 m ² (mind. 3 m breit)	0,32	Aussparen bei der Aussaat oder Totalherbizid bis 31.12.	Wintergetreide	Feld >5 ha, wenn an Wald oder Baumreihen grenzend >10 ha, nicht an Fahrspuren, mind. 50 m vom Feldrand entfernt, keine mechanische Unkrautbekämpfung	9 £/ Fenster bzw. 18 £/ha	ab 2016	--	England	AUM

Tab. 45 fortgesetzt

Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)												
Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Anzahl	Größe	Fläche in %	Art der Anlage	Kulturarten	Nebenbedingungen	Vergütung	Zeitraum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
IP-SUISSE & SCHWEIZERISCHE VOGELWARTE SEMPACH 2007	Patches	3/ha	3x9 m = 27 m ²	0,81	Aussparen bei der Aussaat, dann Einsaat einer Wildkrautmischung (Wintergetreide: Nov oder Feb/Mär, Sommergetreide: Mär)	Wintergetreide, Sommergetreide	nicht am Feldrand, nicht an Fahrspuren, Gräserherbizide nur bis 31.3., keine Herbizide gegen breitblättrige Unkräuter, keine mechanische Unkrautbekämpfung, selektive manuelle chemische Bekämpfung von Problemunkräutern erlaubt, keine Einsaat von Klee gras, keine Gründüngung	--	ab 2007	--	Schweiz	AUM
FISCHER et al. 2009	patches	4/ha	3x12 m = 36 m ²	1,44	Aussparen bei der Aussaat, im Frühjahr(?) Einsaat einer Blühmischung	Winterweizen	Anlage abseits von Fahrgassen und Feldrändern	--	2006	7	Schweiz	Projekt
TEUNISSEN et al. 2010	uncropped patches ('Skylark plots')	--	4x4 m = 16 m ²	--	Aussparen bei der Aussaat	Wintergetreide	--	--	2006-2007	--	Niederlande	Projekt

Tab. 45 fortgesetzt

Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)												
Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Anzahl	Größe	Fläche in %	Art der Anlage	Kulturarten	Nebenbedingungen	Vergütung	Zeitraum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
BIOLOGISCHE STATION GÜTERSLOH/ BIELEFELD & BIOLOGISCHE STATION RAVENSBERG o. J.	Fehlstellen	2/ha	3x3 m = 9 m ²	0,18	Aussparen bei der Aussaat	Wintergetreide, Sommergetreide, Ackerbohnen, Klee gras, Lupinen	--	7,50 €/ Fenster	2006- 2007	? Flächen (82 Fenster)	Nordrhein- Westfalen: Landkreise Gütersloh und Herford	Projekt
BRÜGGE- MANN 2009, 2010	Lerchenfenster	2-10/ha	mind. 20 m ²	0,40- 2,00	Aussparen bei der Aussaat oder manuell mechanisch, Herbizid-anwendung nicht erlaubt	Wintergetreide, Sommergetreide	mind. 25 m Abstand zum Feldrand, mind. 50 m Abstand zu Straßen, Hecken und Greifvogelansitzen, Abstand zu Fahr-gassen	10 €/ Fenster (je Betrieb max. 500 €)	ab 2010	2010: 8878 Fenster	Nordrhein- Westfalen	AUM
JOEST 2009	Lerchenfenster	ca. 3/ha	ca. 20 m ²	0,60	--	Wintergetreide u. a.	"Lage in geeigneten Feldfluren sowie ein ausreichender Abstand zu Gehölzen, Siedlungen und Straßen"	--	ab 2005	--	Nordrhein- Westfalen: Hellwegbörde	AUM
OBERWEL- LAND & NOTTMEYER- LINDEN 2009	Feldlerchenfenster	--	--	--	--	Wintergetreide, Bohnen, Klee gras, Mais oder Lupinen	--	7,50 €/ Fenster	2006- 2008	? Flächen (214 Fenster)	Nordrhein- Westfalen: Landkreise Gütersloh und Herford	AUM

Tab. 45 fortgesetzt

Quelle	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)							Vergütung	Zeit- raum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
	Maßnahmen bezeichnung	Anzahl	Größe	Fläche in %	Art der Anlage	Kulturarten	Nebenbedingungen					
CIMIOTTI et al. 2011	Feldlerchen- fenster	ca. 2/ha	ca. 20 m ²	0,40	Aussparen bei der Aussaat	keine Vor- gaben, daher neben Winter- getreide auch Winter- raps, Mais u. a.	keine Vor- gaben, daher neben Winter- getreide auch Winter- raps, Mais u. a.	keine	2009- 2011	1244	Deutsch- land	Projekt
SÄCHS. LFULG 2011	Saatlücken (Feldlerchen- fenster)	2/ha	16-24 m ²	0,32- 0,48	Aussparen bei der Aussaat	Winter- weizen, Winter- gerste, Winterraps, Hafer, Sommer- gerste	Winter- weizen, Winter- gerste, Winterraps, Hafer, Sommer- gerste	keine	2009- 2010	9	Sachsen	Projekt
KELLER & BOICHÉ 2012	Feldlerchen- fenster	ca. 6/ha	2x2 m = 4 m ²	0,24	Aussparen bei der Aussaat	Grünroggen	--	--	2011	1	Rheinland- Pfalz	Projekt

Tab. 46: Zusammenstellung von AUM und Projekten mit weitreihiger Saat

Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)					Ver- gütung	Zeit- raum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maß- nahme
		Größe	Flächen- vorgaben	Fläche in %	Kultur- arten	Nebenbedingungen					
MORRIS et al. 2004	wide-spaced rows	doppelter Reihen- abstand (25 cm statt 12,5 cm)	auf mind. 5 ha	50 %	Winter- weizen	--	--	2002- 2003	15 (inkl. der 10 Flächen im SAFFIE-Projekt, siehe MORRIS et al. 2007)	England	Projekt
JONES et al. 2007	wide-spaced rows	doppelter Reihenab- stand (24 cm statt 12 cm)	Streifenbreite 3 oder 4 m, Streifenlänge 24 m	50 %	Winter- getreide, Sommer- getreide	--	--	2003- 2005	--	England	Projekt
MORRIS et al. 2007	wide-spaced rows	doppelter Reihen- abstand (20- 30 cm statt 10-12,5 cm)	--	50 %	Winter- weizen	Feld >5 ha mit "offenem Aspekt"	--	2002- 2003	10 pro Jahr, insgesamt 20	England	Projekt
SMITH et al. 2009	wide-spaced rows	doppelter Reihen- abstand (25 cm statt 12,5 cm)	--	50 %	Winter- weizen	Feld >5 ha mit "offenem Aspekt"	--	2002- 2003	10 pro Jahr, insgesamt 20	England	Projekt

Tab. 46 fortgesetzt

Quelle	Maßnahmen- bezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)					Ver- gütung	Zeit- raum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maß- nahme
		Größe	Flächen- vorgaben	Fläche in %	Kultur- arten	Nebenbedingungen					
IP-SUISSE & SCHWEIZERI- SCHE VOGEL- WARTE SEMPACH 2007	weitreihige Saat	3 gesäte Rei- hen wechseln mit 2 nicht gesäten Rei- hen (Reihen- abstand vari- iert von 11- 13 cm [nor- mal] auf 33- 39 cm [weit])	mind. 6 m breit, mind. 5 % des Schlages	auf den Strei- fen 40 %, mind. ca. 2 % des Schlages	Winter- getreide, Sommer- getreide	Reihen durch Quersaat im Vorgewende abschließen, wenn möglich keine N-Dün- gung, Gräserherbizide nur bis 31.3., keine Herbizide gegen breitblättrige Unkräuter, keine mechanische Unkrautbekämp- fung, selektive manuelle che- mische Bekämpfung von Problemunkräutern erlaubt, keine Einsaat von Klee gras, keine Gründüngung	--	ab 2007	--	Schweiz	AUM
BIOLOGISCHE STATION GÜ- TERSLOH/ BIE- LEFELD & BIO- LOGISCHE STATION RA- VENSBERG O. J.	Getreide- streifen mit doppeltem Saatreihen- abstand/ halber Saat- gutmenge	doppelter Reihen- abstand	Streifenbreite 50 % 3-6 m		Winter- getreide, Sommer- getreide	--	480 €/ ha	2006- 2007	5x WiG, 1x SoG	Nordrhein- Westfalen: Landkreise Gütersloh und Her- ford	Projekt

Tab. 46 fortgesetzt

Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)					Vergütung	Zeitraum	Anzahl Flächen	Region	Art der Maßnahme
		Größe	Flächenvorgaben	Fläche in %	Kulturarten	Nebenbedingungen					
JOEST 2009	"Anbau von Winterweizen mit doppeltem Saatreihenabstand und anschließender Überwinterung des nicht abgeernteten Bestandes"	doppelter Reihenabstand	--	50 %	Winterweizen	"Lage in geeigneten Feldfluren sowie ein ausreichender Abstand zu Gehölzen, Siedlungen und Straßen"	--	ab 2005	--	Nordrhein-Westfalen: Hellwegbörde	AUM
OBERWELLAND & NOTTMEYER-LINDEN 2009	doppelter Reihenabstand im Winter- oder Sommergetreide	doppelter Reihenabstand	--	50 %	Wintergetreide, Sommergetreide	--	--	2006-2008	10	Nordrhein-Westfalen: Landkreise Gütersloh und Herford	AUM
STAHN 2009	"Extensiver Anbau von Sommergetreide"	doppelter Reihenabstand	--	50 %	Sommergetreide	"Stehenlassen von Stoppeln in Verbindung mit doppeltem Saatreihenabstand im Getreide"	--	--	--	Nordrhein-Westfalen: Landkreis Soest	AUM
LANUV NRW 2015, 2016	Doppelter Saatreihenabstand im Winter- und Sommergetreide	doppelter Reihenabstand	--	50 %	Wintergetreide, Sommergetreide	Reihenabstand im Mittel mind. 20 cm, Verzicht auf Düngung und Pestizide, keine mechanische Beikrautregulierung zwischen 1.4. und 30.6.	Wintergetreide: 1030 €/ha, Sommergetreide: 1105 €/ha	seit 2007	--	Nordrhein-Westfalen	AUM

Tab. 47: Zusammenstellung von Kiebitzinsel-AUM und kiebitzinselähnlichen Maßnahmen auf Äckern

Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)				Vergütung	Beginn	Region	
		Lage	Größe	Zustand	Termine				Nebenbedingungen
MAFF 2000	Option 1B: Overwintered cereal or linseed stubbles, followed by spring/summer fallow	Vorgaben nicht mehr verfügbar (vermutlich ähnlich der Nachfolgemaßnahme "OS3")				520 £/ha	ab 1998	England: East Anglia, West Midlands	
DEFRA 2001	OS3: Overwintered stubble, followed by spring/summer fallow	-	-	flache Bodenbearbeitung (75-100 mm Tiefe) vorjähriger Getreidestoppeln und Herstellung eines Saates, welches anschließend brach belassen wird	Bodenbearbeitung zwischen 1. und 20.3., Brache bis 31.7.	keine Bestellung, Beweidung, Abdeckung, Düngung, Kalzung oder Behandlung mit Pestiziden	520 £/ha	ab 2002	England: außerhalb von „Environmentally Sensitive Areas“
DEFRA 2005b	HF13: Fallow plots for ground-nesting birds	„in geeigneten Acker-schlägen“	mind. 2 ha	Herstellung einer aufgerauten Brache	Bodenbearbeitung im Frühjahr	keine Ausbringung von Pestiziden oder Dünger	Vergütung im Rahmen eines Farm-Umwelt-Plans	ab 2005	England: nur für ausgewählte Betriebe in besonders geeigneten Gebieten und nur ergänzend zum „Entry-Level-Stewardship-Programm“
DEFRA 2005b	HF17: Fallow plots for ground-nesting birds as an enhanced set-aside option	„in geeigneten Acker-schlägen“, bevorzugt innerhalb von 2 km Entfernung zu Extensivweiden oder Buschland	mind. 2 ha	Herstellung einer aufgerauten Brache	Bodenbearbeitung im Frühjahr	keine Ausbringung von Pestiziden oder Dünger	Vergütung im Rahmen eines Farm-Umwelt-Plans	ab 2005	England: nur für ausgewählte Betriebe in besonders geeigneten Gebieten und nur ergänzend zum „Entry-Level-Stewardship-Programm“

Tab. 47 fortgesetzt

Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)					Vergütung	Beginn	Region
		Lage	Größe	Zustand	Termine	Nebenbedingungen			
NATURAL ENGLAND 2010, 2013	EF13: Uncropped, cultivated areas for ground-nesting birds on arable land	in Ackerschlägen >5 ha mit offenem Aspekt bzw. >10 ha bei Feldern mit Baumreihen oder an Waldrändern, bevorzugt an bekannten Kiebitzbrutplätzen und in der Nähe von Extensivgrünland, mind. 100 m Abstand zu Bäumen, Freileitungen und öffentlichen Wegen, auf ebenen oder schwach geneigten Bereichen	mind. 1 ha, max. 2,5 ha und mind. 100 m breit	Herstellung einer aufgerauten Brache mittels Egge oder Grubber	Bodenbearbeitung zwischen 1.2. und 20.3., anschließend Brache bis 31.7.	keine Ausbringung mineralischer oder organischer Dünger, keine Ablagerung, keine Befahrung, kein Eiersammeln	360 Punkte/ha	ab 2010	England
NATURAL ENGLAND 2015, 2017	AB5: Nesting plots for lapwing and stone curlew	in Ackerschlägen ≥ 5 ha (≥ 10 ha, wenn Wald mind. $\frac{1}{4}$ der Feldgrenze bildet); mind. 100 m Abstand zu Wäldern, Bäumen, Gebäuden, Freileitungen, Hauptstraßen und öffentlichen Wegen sowie mind. 200 m zu Windkraftanlagen; auf ebenen bis schwach geneigten Bereichen, nahe an Extensivgrünland, abseits von Nassstellen und von Bereichen mit Problemunkräutern (z. B. <i>Alopecurus myosuroides</i> , <i>Avena fatua</i> , <i>Bromus sterilis</i>)	mind. 1 ha, max. 5 ha	Herstellung der Brache durch Bodenbearbeitung oder Pestizidanwendung	Herstellung der Fläche bis 20.3., anschließend Brache bis 31.7.	Befahrung der Flächen erlaubt, wenn dabei in der Fahrspur geblieben und die Technik ausgeschaltet wird (zuvor Fahrspur auf Nester prüfen)	524 £/ha	ab 2016	England

Tab. 47 fortgesetzt

Quelle	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)					Vergütung	Beginn	Region
		Lage	Größe	Zustand	Termine	Nebenbedingungen			
THIELE 2009	Bearbeitungsfreie Schonzeiten bei Hackfrucht- und Gemüseanbau	auf Hackfrucht- oder Gemüseäckern mit bekanntem regelmäßigem Kiebitzvorkommen oder balzenden Kiebitzen in max. 500 m Entfernung	-	Herstellung einer frisch aufgerauten Schwarbrache durch mind. einmalige flache Bodenbearbeitung	Bodenbearbeitung zwischen 1.1. und 21.3., danach keine Bearbeitung bis 5.5.; witterungsbedingte Verschiebung nach Absprache möglich (dann Bearbeitung bis 31.3. und Pause bis 15.5.)	-	276 €/ha (bei Terminverschiebung 395 €/ha)	ab 2007	Nordrhein-Westfalen
THIELE 2009	Schaffung von Nahrungs- und Brutflächen	innerhalb von Hackfrucht- und Gemüseäckern mit belegten Brutvorkommen in max. 1000 m Entfernung in den Vorjahren	Streifen 6-12 m breit	obligatorische Herbsteinsaat von Grasstreifen mit Horst-Rotschwengel (dauerhaft oder jährlich)	Einsaat bis 30.9.	Verzicht auf Düngung und Pestizide, keine Nutzung, keine Pflegemaßnahmen	1.170 €/ha (bei jährlicher Einsaat), 948 €/ha (bei mehrjähriger Einsaat)	ab 2007	Nordrhein-Westfalen
LANUV NRW 2015, 2016	Bearbeitungsfreie Schonzeit auf Maisäckern	auf Maisäckern (im Einzelfall auch auf Hackfrucht- oder Gemüseäckern) bei Kiebitzvorkommen in 500-1000 m Entfernung	-	Herstellung einer frisch aufgerauten Schwarbrache durch mind. einmalige flache Bodenbearbeitung	Bodenbearbeitung zwischen 1.1. und 21.3., danach keine Bearbeitung bis 20.5.; witterungsbedingte Verschiebung der Bodenbearbeitung bis 31.3. nach Absprache möglich	-	440 €/ha	ab 2015	Nordrhein-Westfalen
LANUV NRW 2015, 2016	Kiebitzgerechte Einsaat von Ackerflächen	innerhalb eines Acker-schlages bei Kiebitzvorkommen in 500-1000 m Entfernung	Streifen 6-12 m breit	mehnjährige Einsaat von Grasstreifen mit Horst-Rotschwengel (Herbsteinsaat)	Einsaat bis 30.9.	Verzicht auf Düngung und Pestizide, keine Nutzung, in der Regel keine Pflegemaßnahmen	1.250 €/ha	ab 2015	Nordrhein-Westfalen

Tab. 47 fortgesetzt

Quelle	Maßnahmen- bezeichnung	Maßnahmenbeschreibung (Vorgaben und/oder Empfehlungen)					Vergütung	Be- ginn	Region
		Lage	Größe	Zustand	Termine	Nebenbedingungen			
SMUL 2009	A3d: Anlage einer selbst- begrüntem ein- jährigen Brache auf Ackerland	auf Ackerland	max. 5 ha	selbstbegrünte ein- jährige Brache mit jähr- licher Grundboden- bearbeitung	Bearbeitung zwischen 15.9. und 15.2.	Verzicht auf Dün- gung und Pestizide, keine Nutzung	517 €/ha	ab 2009	Sachsen
SMUL 2015	AL.5a: Selbst- begrünte ein- jährige Brache (jährliche Neu- anlage)	auf Ackerland	mind. 0,1 ha	jährliche mechanische Herstellung einer Schwarzbrache mit anschließender Selbst- begrünung	Bearbeitung bis 15.2., Be- wirtschaftungspause vom 16.2.-15.9.	kein Einsatz von Dünger und che- misch-synthe- tischen Pestiziden	747 €/ha	ab 2015	Sachsen

Anhang 4 Infotafeln zu den Maßnahmen am Feldrand

+

Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen

Aufgrund des teilweise dramatischen Rückgangs vieler Vogelarten der Agrarlandschaft startete der Freistaat Sachsen im Frühjahr 2009 ein landesweites Schutzprojekt. Am Beispiel der Arten Rebhuhn, Kiebitz und Feldlerche soll erprobt werden, wie sich Artenschutzmaßnahmen bestmöglich in die landwirtschaftliche Praxis integrieren lassen.

Im Rahmen des Bodenbrüterprojektes wurden auf diesem Schlag so genannte „**Feldlerchenfenster**“ angelegt. Dies sind etwa 20 m² große Bereiche ohne Aussaat, die den Feldlerchen im ansonsten dichten Kulturbestand als Start- und Landeplatz für ihren Singflug sowie zur Nahrungssuche dienen. Für Ertragsausfall und Mehraufwand erhält der Betrieb eine Vergütung.

Mehr Informationen unter: Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e.V., www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/agrarraum.html

Unterstützt durch:



Sächsischer Landesbauernverband e.V.



NABU – Landesverband Sachsen e.V.



Landesjagdverband Sachsen e.V.



Verein Sächsischer Ornithologen e.V.

LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Im Rahmen des:



Gefördert durch:



EUROPÄISCHE UNION – Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums: Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete

www.efer.sachsen.de

Foto: S. Ott



Feldlerche (*Alauda arvensis*)



SÄCHSISCHE
VOGELSCHUTZWARTE
NESCHWITZ

STAATSMINISTERIUM
FÜR UMWELT UND
LANDWIRTSCHAFT



+

+

Bodenbrüterprojekt im Freistaat Sachsen

Aufgrund des teilweise dramatischen Rückgangs vieler Vogelarten der Agrarlandschaft startete der Freistaat Sachsen im Frühjahr 2009 ein landesweites Schutzprojekt. Am Beispiel der Arten Rebhuhn, Kiebitz und Feldlerche soll erprobt werden, wie sich Artenschutzmaßnahmen bestmöglich in die landwirtschaftliche Praxis integrieren lassen.

Im Rahmen des Bodenbrüterprojektes wurde auf diesem Schlag ein Teilbereich mit zusätzlichen Fahrgassen angelegt. Diese Fahrgassen werden nicht für die Bewirtschaftung genutzt, sondern dienen den Feldlerchen im ansonsten dichten Kulturbestand als Lebensraum. Für Ertragsausfall und Mehraufwand erhält der Betrieb eine Vergütung.

Mehr Informationen unter: Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e.V., www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/agrarraum.html

Unterstützt durch:



Sächsischer Landesbauernverband e.V.



NABU – Landesverband Sachsen e.V.



Landesjagdverband Sachsen e.V.



Verein Sächsischer Ornithologen e.V.

LANDESAMT FÜR UMWELT, LANDWIRTSCHAFT UND GEOLOGIE



Im Rahmen des:



Gefördert durch:



EUROPÄISCHE UNION – Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums: Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete

www.eier.sachsen.de

Foto: S. Olt



Feldlerche (*Alauda arvensis*)



SÄCHSISCHE
VOGELSCHUTZWARTE
NESCHWITZ

STAATSMINISTERIUM
FÜR UMWELT UND
LANDWIRTSCHAFT



+

+

Bodenbrüterschutz im Freistaat Sachsen

Kiebitzinsel

Im Rahmen eines landesweiten Artenschutzprojekts für Rebhuhn und Kiebitz im Freistaat Sachsen wurde auf diesem Schlag eine „Kiebitzinsel“ angelegt.

Der Landwirt hat hier bereits im März Sommergetreide eingesät, um dem Kiebitz auf seinem Acker wieder eine Heimat zu geben. Die Fläche dient dem Kiebitz als Lebensraum für seine Brut und zur Aufzucht der Jungen. Der Landwirtschaftsbetrieb erhält für Ertragsausfall und Mehraufwand eine Vergütung.

Bitte betreten Sie die Fläche nicht, um die dort lebenden Tiere nicht zu stören!

Weitere Informationen unter www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/bbp_aktuelles.html oder einfach den QR Code einscannen.



Foto: H. Trapp

Kiebitz (*Vanellus vanellus*)



Förderverein
Sächsische
Vogelschutzwarte
Neschwitz e. V.



LANDESAMT FÜR UMWELT,
LANDWIRTSCHAFT
UND GEOLOGIE



Freistaat
SACHSEN

+

Anhang 5 Maßnahmenbeschreibungen

Anhang 5.1 Feldlerchenfenster

Anhang 5.1.1 F1 – Feldlerchenfenster in Winterungen 2010/11

Ziel

- Verbesserung der Zugänglichkeit dichter Winterungen zur Zeit der Zweitbrut der Feldlerche von Mitte Juni bis Ende Juli

Inhalte

- Anlage von ca. 20-40 m² großen künstlichen Fehlstellen in Wintergerste, Winterroggen oder Winterraps durch gezieltes Auslassen bei der Aussaat (z. B. Anheben der Saatmaschine) im Sommer/ Herbst 2010
- keine mechanische Unkrautbekämpfung auf dem gesamten Schlag nach dem 31.03.2011 bis zur Ernte
- Mindestbreite der Fenster eine Saat-/ Drillmaschinenbreite, Länge so wählen, dass mindestens 20 m² entstehen, im Winterraps 40 m²
- Dichte der Fenster etwa 2 Fenster/ha
- Fenster im Schlag so anordnen, dass ein Teil des Schlages in der geforderten Dichte mit Feldlerchenfenstern, der andere Teil (zu Vergleichszwecken) ohne Fenster bestellt wird
- Lage der Fenster zwischen den Fahrgassen und mindestens 50 m von vertikalen Strukturen, wie Waldrändern, Hecken, Baumreihen, Einzelbäumen, Freileitungen o. ä. entfernt
- Fenster auf dem Teilschlag gleichmäßig verteilen
- Mindestgröße des Gesamtschlages 20 ha

Vergütung

- 10 €/Fenster (entspricht 20 €/ha bei der geforderten Dichte von 2 Fenstern/ha)
- Rechnungstermin: gesamter Betrag zum 31.10.2010.

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen.
- Es bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich Pflanzenschutzmitteleinsatz und Düngung.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
F1	nein	angebaute Hauptkultur	- AuW, A- und G-Maßnahmen - NE, B1	- AuW, S-Maßnahmen - Betriebsprämie - Ausgleichszulage



Abb. 1: Feldlerchenfenster in Wintergerste

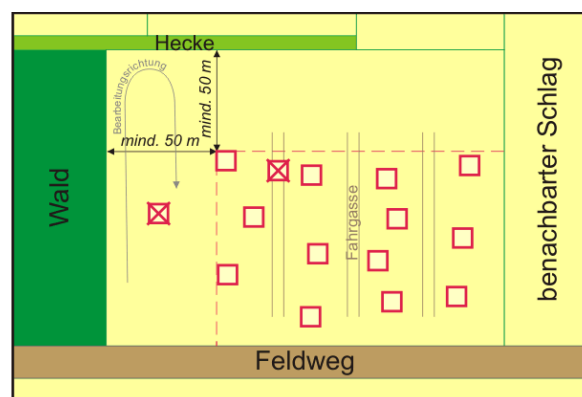


Abb. 2: Prinzipskizze

Anhang 5.1.2 F1 – Feldlerchenfenster in Winterungen 2011/12

Ziel

- Verbesserung der Zugänglichkeit dichter Winterungen zur Zeit der Zweitbrut der Feldlerche von Mitte Juni bis Ende Juli

Inhalte

- Anlage von ca. 20-40 m² großen künstlichen Fehlstellen in Wintergetreide oder Winterraps durch gezieltes Auslassen bei der Aussaat (z. B. Anheben der Saatmaschine) im Sommer/ Herbst 2011
- keine mechanische Unkrautbekämpfung auf dem gesamten Schlag nach dem 31.03.2012 bis zur Ernte
- Mindestbreite der Fenster eine Saat-/ Drillmaschinenbreite, Länge so wählen, dass mindestens 20 m² entstehen, im Winterraps 40 m²
- Dichte der Fenster etwa 2 Fenster/ha
- Fenster im Schlag so anordnen, dass ein Teil des Schlages in der geforderten Dichte mit Feldlerchenfenstern, der andere Teil (zu Vergleichszwecken) ohne Fenster bestellt wird
- Mindestgröße des Teilschlages 10 ha, Mindestgröße des Gesamtschlages 20 ha
- Fenster auf dem Teilschlag gleichmäßig verteilen
- Lage der Fenster zwischen den Fahrgassen und mindestens 50 m von vertikalen Strukturen, wie Waldrändern, Hecken, Baumreihen, Einzelbäumen, Freileitungen o. ä. entfernt
- Ende des Verpflichtungszeitraums mit der Ernte der Kultur

Vergütung

- 10 €/Fenster (entspricht 20 €/ha bei der geforderten Dichte von 2 Fenstern/ha)

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen.
- Es bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich Pflanzenschutzmitteleinsatz und Düngung.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
F1	nein	angebauter Hauptkultur	- AuW, A- und G-Maßnahmen - NE, B1	- AuW, S-Maßnahmen - Betriebsprämie - Ausgleichszulage



Abb. 1: Feldlerchenfenster in Wintergerste

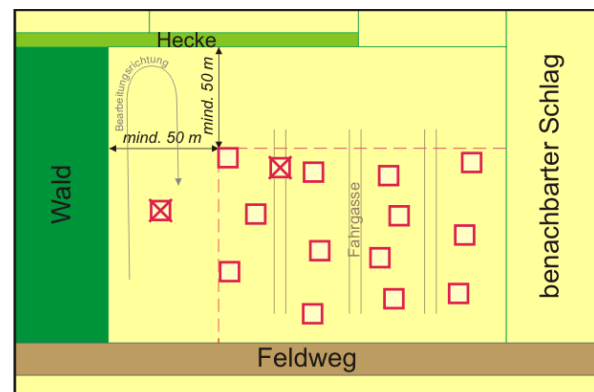


Abb. 2: Prinzipskizze

Anhang 5.1.3 F1 – Feldlerchenfenster in Winterungen 2012/13

Ziel

- Verbesserung der Zugänglichkeit dichter Winterungen zur Zeit der Zweitbrut der Feldlerche von Mitte Juni bis Ende Juli

Inhalte

- Anlage von ca. 20-40 m² großen künstlichen Fehlstellen in Wintergetreide oder Winterraps durch gezieltes Auslassen bei der Aussaat (z. B. Anheben der Saatmaschine) im Sommer/ Herbst 2012
- keine mechanische Unkrautbekämpfung auf dem gesamten Schlag nach dem 31.03.2013 bis zur Ernte
- Mindestbreite der Fenster eine Saat-/ Drillmaschinenbreite, Länge so wählen, dass mindestens 20 m² entstehen, im Winterraps 40 m²
- Dichte der Fenster etwa 2 Fenster/ha
- Fenster im Schlag so anordnen, dass ein Teil des Schlages in der geforderten Dichte mit Feldlerchenfenstern, der andere Teil (zu Vergleichszwecken) ohne Fenster bestellt wird
- Mindestgröße des Teilschlages 10 ha, Mindestgröße des Gesamtschlages 20 ha
- Fenster auf dem Teilschlag gleichmäßig verteilen
- Lage der Fenster zwischen den Fahrgassen und mindestens 50 m von vertikalen Strukturen, wie Waldrändern, Hecken, Baumreihen, Einzelbäumen, Freileitungen o. ä. entfernt
- Ende des Verpflichtungszeitraums mit der Ernte der Kultur

Vergütung

- 10 €/Fenster (entspricht 20 €/ha bei der geforderten Dichte von 2 Fenstern/ha)

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen.
- Es bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich Pflanzenschutzmitteleinsatz und Düngung.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
F1	nein	angebaute Hauptkultur	- AuW, A- und G-Maßnahmen - NE, B1	- AuW, S-Maßnahmen - Betriebsprämie - Ausgleichszulage



Abb. 1: Feldlerchenfenster in Wintergerste

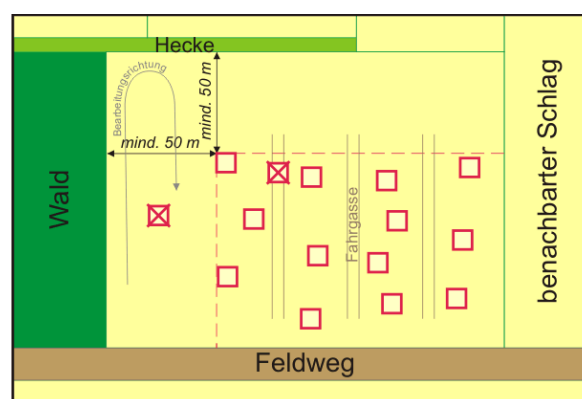


Abb. 2: Prinzipskizze

Anhang 5.2 Zusätzliche Fahrgassen (weitreihige Saat)

Anhang 5.2.1 F2c – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2009/10

Maßnahme F2c: Anlage von Feldlerchenstreifen mit weitreihiger Saat in Wintergetreide

- Streifen müssen allseitig von der übrigen Kultur umschlossen sein
- bei Verwendung mechanischer Drillen: ein bis drei angrenzende Saatmaschinenbreiten werden weitreihig bestellt, d. h. drei Reihen ohne Aussaat wechseln mit drei normal gesäten Reihen
- bei Verwendung pneumatischer Drillen: ein bis drei angrenzende Saatmaschinenbreiten werden mit Fahrgassen gedrillt
- auf den weitreihig gesäten Streifen nur eine N-Düngergabe im Frühjahr

Anhang 5.2.2 F3 – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2010/11

Ziele

- Verbesserung der Zugänglichkeit dichter Wintergetreidekulturen zur Zeit der Zweitbrut der Feldlerche von Mitte Juni bis Ende Juli

Inhalte

- Bestellung eines Teilbereiches eines Wintergetreideschlages mit zusätzlichen „Fahrgassen“ im Abstand von etwa 6 m¹ (Abb. 3)
- diese zusätzlichen, bei der späteren Bewirtschaftung nicht benutzten „Fahrgassen“ bleiben ohne Anschluss an das Vorgewende und enden im Kulturbestand etwa 20-30 m vom Vorgewende entfernt
- Die Mindestfläche des Teilbereiches mit zusätzlichen „Fahrgassen“ beträgt 10 ha je Schlag. Maximal werden 40 ha je Schlag vergütet.
- der übrige Schlag wird (zu Vergleichszwecken) normal bestellt
- Ende des Verpflichtungszeitraums mit der Ernte des Wintergetreides

Vergütung

- 75 € je Hektar des mit zusätzlichen Fahrgassen bestellten Teilbereiches
- Rechnungstermin: gesamter Betrag zum 31.10.2010

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für die Feldlerche.
- Es bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich Pflanzenschutzmitteleinsatz und Düngung.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
F3	nein	angebaute Hauptkultur	- AuW, A- und G-Maßnahmen - NE, B1	- AuW, S-Maßnahmen - Betriebsprämie - Ausgleichszulage

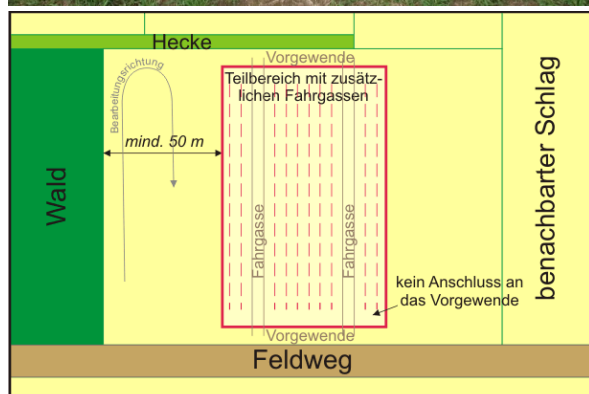


Abb. 1: zusätzliche „Fahrgassen“ in Winterroggen (Zustand Anfang April) (oben links)

Abb. 2: zusätzliche „Fahrgassen“ in Winterroggen (Zustand Ende Mai) (oben rechts)

Abb. 3: Prinzipskizze

¹ Bei Verwendung einer 3-m-Saatmaschine ist folglich nur jedes zweite Beet mit zusätzlichen Fahrgassen zu bestellen.

Anhang 5.2.3 F3 – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2011/12

Ziele

- Verbesserung der Zugänglichkeit dichter Wintergetreidekulturen zur Zeit der Zweitbrut der Feldlerche von Mitte Juni bis Ende Juli

Inhalte

- Bestellung eines Teilbereiches eines Wintergetreideschlages mit zusätzlichen „Fahrgassen“ im Abstand von etwa 6 m¹ (Abb. 3)
- diese zusätzlichen, bei der späteren Bewirtschaftung nicht benutzten „Fahrgassen“ bleiben ohne Anschluss an das Vorgewende und enden im Kulturbestand etwa 5-10 m vom Vorgewende entfernt
- Die Mindestfläche des Teilbereiches mit zusätzlichen „Fahrgassen“ beträgt 10 ha je Schlag. Maximal werden 40 ha je Schlag vergütet.
- der übrige Schlag wird (zu Vergleichszwecken) normal bestellt
- Mindestgröße des Gesamtschlages 20 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums mit der Ernte des Wintergetreides

Vergütung

- 75 € je Hektar des mit zusätzlichen Fahrgassen bestellten Teilbereiches

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für die Feldlerche.
- Es bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich Pflanzenschutzmitteleinsatz und Düngung.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
F3	nein	angebaute Hauptkultur	- AuW, A- und G-Maßnahmen - NE, B1	- AuW, S-Maßnahmen - Betriebsprämie - Ausgleichszulage

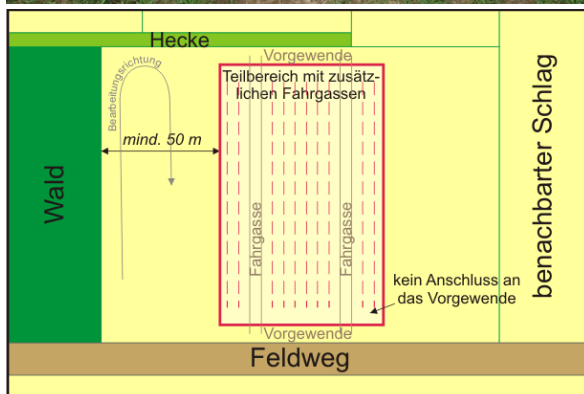


Abb. 1: zusätzliche „Fahrgassen“ in Winterroggen (Zustand Anfang April) (oben links)

Abb. 2: zusätzliche „Fahrgassen“ in Winterroggen (Zustand Ende Mai) (oben rechts)

Abb. 3: Prinzipskizze

¹ Bei Verwendung einer 3-m-Saatmaschine ist folglich nur jedes zweite Beet mit zusätzlichen Fahrgassen zu bestellen.

Anhang 5.2.4 F3 – Weitreihige Saat in Wintergetreide 2012/13

Ziele

- Verbesserung der Zugänglichkeit dichter Wintergetreidekulturen zur Zeit der Zweitbrut der Feldlerche von Mitte Juni bis Ende Juli

Inhalte

- Bestellung eines Teilbereiches eines Wintergetreideschlages mit zusätzlichen „Fahrgassen“ im Abstand von etwa 6 m¹ (Abb. 3)
- diese zusätzlichen, bei der späteren Bewirtschaftung nicht benutzten „Fahrgassen“ bleiben ohne Anschluss an das Vorgewende und enden im Kulturbestand etwa 5-10 m vom Vorgewende entfernt
- Die Mindestfläche des Teilbereiches mit zusätzlichen „Fahrgassen“ beträgt 10 ha je Schlag. Maximal werden 40 ha je Schlag vergütet.
- der übrige Schlag wird (zu Vergleichszwecken) normal bestellt
- Mindestgröße des Gesamtschlages 20 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums mit der Ernte des Wintergetreides

Vergütung

- 75 € je Hektar des mit zusätzlichen Fahrgassen bestellten Teilbereiches

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für die Feldlerche.
- Es bestehen keine Einschränkungen hinsichtlich Pflanzenschutzmitteleinsatz und Düngung.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
F3	nein	angebaute Hauptkultur	- AuW, A- und G-Maßnahmen - NE, B1	- AuW, S-Maßnahmen - Betriebsprämie - Ausgleichszulage

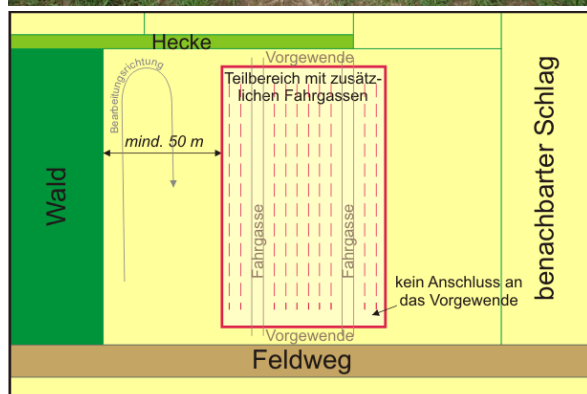


Abb. 1: zusätzliche „Fahrgassen“ in Winterroggen (Zustand Anfang April) (oben links)

Abb. 2: zusätzliche „Fahrgassen“ in Winterroggen (Zustand Ende Mai) (oben rechts)

Abb. 3: Prinzipskizze

¹ Bei Verwendung einer 3-m-Saatmaschine ist folglich nur jedes zweite Beet mit zusätzlichen Fahrgassen zu bestellen.

Anhang 5.3 Kiebitzinseln

Anhang 5.3.1 K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2009/10

Maßnahme K1: „Kiebitzinsel“ als selbstbegrünte Brache in Winterungen

- Unterlassen der Aussaat, anschließend Selbstbegrünung
- keine Bewirtschaftung und kein Befahren im Brutzeitraum 15. März bis 15. Juli
- i. d. R. bis 15.03. leichtes Anrauen mit flacher Bodenbearbeitung (vor Beginn des Brutzeitraumes, Abstimmung mit Projektkoordinatoren)

Voraussetzungen

Die einbezogenen Flächen müssen als Kiebitzhabitate potenziell geeignet sein.

Die potenzielle Eignung als Kiebitzhabitat ergibt sich, wenn die Fläche:

- eine oder besser mehrere Fehl- oder (besser) Nassstellen aufweist (im Einzelfall ist das Vorhandensein von nahen, offenen Gewässerufeln ausreichend),
- einen offenen Charakter besitzt (Fehlen höherer vertikaler Strukturen (z. B. Bäume) auf der Fläche bzw. ausreichender Abstand zu vertikalen Strukturen in der Umgebung) und
- in den vergangenen Jahren zur Brutzeit vom Kiebitz besiedelt wurde.

Anhang 5.3.2 K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2010/11

Ziel

- Bereitstellung geeigneter Lebensräume für Brut und Jungenaufzucht des Kiebitzes

Voraussetzung

- Eignung der Fläche als Brutplatz für den Kiebitz (siehe Hinweise)

Inhalte

Variante K1a: selbstbegrünte Brache

- Unterlassen der Aussaat im Spätsommer/Herbst 2010
- im zeitigen Frühjahr so früh wie möglich, spätestens bis 31.03.2011, Aufräumen der Fläche, vorzugsweise durch Grubbern¹
- keine Bewirtschaftung und kein Befahren der „Kiebitzinsel“ im Brutzeitraum zwischen 01.04. und 15.07.2011
- keine Nutzung des Aufwuchses
- Größe der Kiebitzinsel mindestens 0,3 ha, maximal 1,5 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums am 15.07.2011

Vergütung

- 750 €/ha
- Rechnungstermine: 550 € zum 31.10.2010, 200 € zum 31.07.2011

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für den Kiebitz.
- Die Maßnahme K1a bezieht sich insbesondere auf Nassstellen.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
K1a	ja	591 (aus der Erzeugung genommen)	- AuW, S-, A- und G-Maßnahmen - NE, B1 - Ausgleichszulage	- Betriebsprämie



Abb. 1: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterweizen (K1a)



Abb. 2: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterraps (K1a)

¹ Ist die Fläche bis 31.03. nicht befahrbar entfällt das Aufräumen.

Anhang 5.3.3 K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2011/12

Ziel

- Bereitstellung geeigneter Lebensräume für Brut und Jungenaufzucht des Kiebitzes

Voraussetzung

- Eignung der Fläche als Brutplatz für den Kiebitz (siehe Hinweise)

Inhalte

Variante K1a: selbstbegrünte Brache

Teilleistung I:

- Unterlassen der Aussaat im Spätsommer/Herbst 2011

Teilleistung II:

- im zeitigen Frühjahr so früh wie möglich, spätestens bis 31.03.2012, Aufräumen der Fläche, vorzugsweise durch Pflügen oder Grubbern¹
- keine Bewirtschaftung und kein Befahren der „Kiebitzinsel“ im Brutzeitraum zwischen 01.04. und 15.07.2012
- keine Nutzung des Aufwuchses
- Größe der Kiebitzinsel mindestens 0,3 ha, maximal 2,5 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums am 15.07.2012

Vergütung

- 750 €/ha

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für den Kiebitz.
- Die Maßnahme K1a bezieht sich insbesondere auf Nassstellen.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
K1a	ja	591 (aus der Erzeugung genommen)	- AuW, S-, A- und G-Maßnahmen - NE, B1 - Ausgleichszulage	- Betriebsprämie



Abb. 1: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterweizen (K1a)

¹ Ist die Fläche bis 31.03. nicht befahrbar entfällt das Aufräumen.

Anhang 5.3.4 K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2012/13

Ziel

- Bereitstellung geeigneter Lebensräume für Brut und Jungenaufzucht des Kiebitzes

Voraussetzung

- Eignung der Fläche als Brutplatz für den Kiebitz (siehe Hinweise)

Inhalte

Variante K1a: selbstbegrünte Brache

Teilleistung I:

- Unterlassen der Aussaat im Spätsommer/Herbst 2012

Teilleistung II:

- im zeitigen Frühjahr so früh wie möglich, spätestens bis 31.03.2013, Aufrauen der Fläche, vorzugsweise durch Pflügen oder Grubbern¹
- keine Bewirtschaftung und kein Befahren der „Kiebitzinsel“ im Brutzeitraum zwischen 01.04. und 15.07.2013
- keine Nutzung des Aufwuchses
- Größe der Kiebitzinsel mindestens 0,3 ha, maximal 2,5 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums am 15.07.2013

Vergütung

- 750 €/ha

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für den Kiebitz.
- Die Maßnahme K1a bezieht sich insbesondere auf Nassstellen.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
K1a	ja	591 (aus der Erzeugung genommen)	- AuW, S-, A- und G-Maßnahmen - NE, B1 - Ausgleichszulage	- Betriebsprämie



Abb. 1: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterweizen (K1a)

¹ Ist die Fläche bis 31.03. nicht befahrbar entfällt das Aufrauen.

Anhang 5.3.5 K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2013/14

Ziel

- Bereitstellung geeigneter Lebensräume für Brut und Jungenaufzucht des Kiebitzes

Voraussetzung

- Eignung der Fläche als Brutplatz für den Kiebitz (siehe Hinweise)

Inhalte

Variante K1a: selbstbegrünte Brache

Teilleistung I:

- Unterlassen der Aussaat im Spätsommer/Herbst 2013

Teilleistung II:

- im zeitigen Frühjahr so früh wie möglich, spätestens bis 31.03.2014, Aufräumen der Fläche, vorzugsweise durch Pflügen oder Grubbern¹
- keine Bewirtschaftung und kein Befahren der „Kiebitzinsel“ im Brutzeitraum zwischen 01.04. und 15.07.2014
- keine Nutzung des Aufwuchses
- Größe der Kiebitzinsel mindestens 0,3 ha, maximal 2,5 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums am 15.07.2014

Vergütung

- 750 €/ha

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für den Kiebitz.
- Die Maßnahme K1a bezieht sich insbesondere auf Nassstellen.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
K1a	ja	591 (aus der Erzeugung genommen)	- AuW, S-, A- und G-Maßnahmen - NE, B1 - Ausgleichszulage	- Betriebsprämie



Abb. 1: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterweizen (K1a)

¹ Ist die Fläche bis 31.03. nicht befahrbar entfällt das Aufräumen.

Anhang 5.3.6 K1 – „Kiebitzinsel“ in Winterungen 2014/15

Ziel

- Bereitstellung geeigneter Lebensräume für Brut und Jungenaufzucht des Kiebitzes

Voraussetzung

- Eignung der Fläche als Brutplatz für den Kiebitz (siehe Hinweise)

Inhalte

Variante K1a: selbstbegrünte Brache

Teilleistung I:

- Unterlassen der Aussaat im Spätsommer/Herbst 2014

Teilleistung II:

- im zeitigen Frühjahr so früh wie möglich, spätestens bis 31.03.2015, Aufrauen der Fläche, vorzugsweise durch Pflügen oder Grubbern¹
- keine Bewirtschaftung und kein Befahren der „Kiebitzinsel“ im Brutzeitraum zwischen 01.04. und 15.07.2015
- keine Nutzung des Aufwuchses
- die Fläche darf 2015 nicht als „im Umweltinteresse genutzte Fläche“ im Rahmen der Direktzahlungen angegeben werden
- Größe der Kiebitzinsel mindestens 0,3 ha, maximal 2,5 ha
- Ende des Verpflichtungszeitraums am 15.07.2015

Vergütung

- 750 €/ha

Hinweise

- Die Projektkoordinatoren beraten Sie zur Eignung möglicher Flächen für den Kiebitz.
- Die Maßnahme K1a bezieht sich insbesondere auf Nassstellen.

Tab. 1: Hinweise zur Antragstellung und zur Kombinierbarkeit mit anderen Fördermaßnahmen

Maßnahme	Schlagbildung	Nutzungscode	nicht kombinierbar mit	kombinierbar mit
K1a	ja	591 (aus der Erzeugung genommen)	- AuW, S-, A- und G-Maßnahmen - NE, B1 - AUNaP - Ausgleichszulage	- Betriebsprämie



Abb. 1: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterweizen (K1a)



Abb. 2: Kiebitzinsel als selbstbegrünte Brache in Winterraps (K1a)

¹ Ist die Fläche bis 31.03. nicht befahrbar, entfällt das Aufrauen.

Anhang 6 Leistungsbeschreibungen der Erfassungen

Anhang 6.1 Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen

Anhang 6.1.1 Siedlungsdichtekartierung der Feldlerche 2011

1 Allgemeines

Die Siedlungsdichtekartierung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Daten soll die Wirkung von Erprobungsmaßnahmen auf die Feldlerche bewertet werden.

Bitte beachten Sie, dass ein Betreten der Flächen aus rechtlichen Gründen der Zustimmung des Flächennutzers bedarf. Sie erhalten die Informationen über den Ansprechpartner mit Ihren Unterlagen bzw. durch Rücksprache mit dem Projektkoordinator.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Karten zu nutzen.

2 Erfassungstermine

- Kartierung der Flächen vom 01.04. bis 15.07.
- sieben Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7
1.-15.4.	16.-30.4.	1.-15.5.	16.-31.5.	1.-15.6.	16.-30.6.	1.-15.7.

3 Uhrzeit

- Begehungen morgens, von Sonnenaufgang bis etwa 3 Stunden nach Sonnenaufgang
- Begehung an Tagen mit schönem Wetter (d. h. kein Niederschlag, windarm)

4 Erfassungsvorgaben

- Fläche in geeigneter, störungsarmer Weise begehen, d. h. primär Nutzung von Feldwegen, wenn nötig Schläge in den Fahrspuren streifenweise begehen (Streifenbreite maximal 250 m)
- Erstellung von Tageskarten jeder Begehung auf Basis topographischer Karten 1:10.000 (Kopien werden den Bearbeitern zur Verfügung gestellt)
- bei der Erstbegehung werden die Kulturarten der bearbeiteten Schläge auf einer gesonderten Karte eingetragen (ggf. später zu korrigieren bzw. zu ergänzen, z. B. bei Aussaat von Mais oder Rübe Ende April)
- optische und akustische Erfassung aller an die Fläche gebundenen Individuen
- die Fundpunkte Revier anzeigender Vögel (Merkmale nach Tab. 1) werden so exakt wie möglich in die Karte eingetragen (Nutzung von Symbolen nach Abb. 1 wird empfohlen, andernfalls eigene Symbologie bitte kurz erläutern)
- Begehungsprotokoll (Vorlage wird erstellt) mit folgenden Daten: Name des Bearbeiters, Datum, Uhrzeit der Begehung (von/ bis), Wetter, Wachstumsfortschritt (Wuchshöhe) bzw. Änderungen der Kulturen infolge zwischenzeitlicher Bearbeitung der verschiedenen Schläge

- Erfassung von erwähnenswerten Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren auf freiwilliger Basis

Tab. 1: Revier anzeigende Merkmale (FISCHER et al. 2005: 50, bearbeitet)

Revier anzeigende Merkmale
singendes Männchen
Paare
Revierauseinandersetzungen
Nistmaterial tragende Altvögel
Nester, vermutliche Neststandorte
warnende, verleitende Altvögel
Kotballen oder Eischalen austragende Altvögel
Futter tragende Altvögel
bettelnde oder eben flügge Junge

Verhaltenssymbole

+	singend, balzend	— Ki	(Kiebitz)männchen
v	rufend	— Ki	(Kiebitz)weibchen
↖	warnend	— Ki	(Kiebitz)paar
#	mit Nistmaterial, Höhlenbau		
✱	mit Futter	Ki juv.	(Kiebitz)jungvogel
✂	Revierkampf	Ki pull.	(Kiebitz)pulli
—	Nahrungssuche		
(A)	Nest/Höhlenanfang (Amsel)		
(A)	besetztes Nest/Höhle, brütend (Amsel)		
+	+	→	ein Vogel, Standortwechsel
FI	FI	→	zwei verschiedene Vögel
—	Ki	→	fliegender Kiebitz
—	Ki	→	abfliegender Kiebitz
—	Ki	→	landender Kiebitz
		↻	kreisend

Abb. 1: Symbole für Verhaltensweisen von Vögeln, die in die Feldkarten bei der Revierkartierung eingetragen werden (FISCHER et al. 2005: 53)

5 Auswertung

- Erstellung von zwei Revierkarten mit Bezug zu zwei unterschiedlichen Zeiträumen durch den jeweiligen Bearbeiter
- für die erste Revierkarte werden die Registrierungen der ersten bis vierten und für die zweite Revierkarte die der fünften bis siebenten Begehung berücksichtigt
- für die Wertung eines Reviers sind mindestens zwei Kontakte innerhalb des jeweiligen Bezugszeitraumes erforderlich
- bei Beobachtungen, die direkt auf ein Brutrevier schließen lassen (z. B. Nestfund), genügt ein Kontakt
- Berechnung der Siedlungsdichte (je 10 ha) für die beiden Wertungszeiträume jeweils bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet (Gehölzinseln und andere nicht besiedelbare Bereiche sind abzuziehen) sowie kulturartenbezogen

6 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 20 € je Begehung und zusätzlich 20 € für die Auswertung gezahlt. Dazu wird auf Basis dieser Leistungsbeschreibung ein Werkvertrag mit der Sächsischen Vogelschutzwarte Neschwitz abgeschlossen.

7 Übergabe

Bitte senden Sie die Tageskarten und die Auswertung bis zum **31.08.2011** an:

Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.

Park 2

02699 Neschwitz

8 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Literatur

FISCHER S, FLADE M & SCHWARZ J (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK P, ANDRETTKE H, FISCHER S, GEDEON K, SCHIKORE T, SCHRÖDER K & SUDFELDT C (HRSG.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 47-53.

Anhang 6.1.2 Siedlungsdichtekartierung der Feldlerche 2012

1 Allgemeines

Die Siedlungsdichtekartierung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Daten soll die Wirkung der Erprobungsmaßnahmen „F1 – Feldlerchenfenster“ und „F3 – Weitreihige Saat“ auf die Feldlerche bewertet werden. Dazu werden jeweils Versuchsflächen mit Maßnahme und Vergleichsflächen ohne Maßnahme kartiert.

Bitte informieren Sie vor Beginn Ihrer Kartierungstätigkeit den die Fläche bewirtschaftenden Landwirtschaftsbetrieb. Sie erhalten die Informationen über den Ansprechpartner mit Ihren Unterlagen. Bei Problemen wenden Sie sich bitte an Ihren zuständigen Projektkoordinator.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Karten zu nutzen.

2 Erfassungstermine

- Kartierung der Flächen vom 01.04. bis 15.07.
- sieben Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7
1.-15.4.	16.-30.4.	1.-15.5.	16.-31.5.	1.-15.6.	16.-30.6.	1.-15.7.

3 Uhrzeit

- Begehungen morgens, von Sonnenaufgang bis etwa 3 Stunden danach
- Begehung an Tagen mit schönem Wetter (d. h. kein Niederschlag, windarm)

4 Erfassungsvorgaben

- Fläche in geeigneter, störungsarmer Weise begehen, d. h. primär Nutzung von Feldwegen, wenn nötig Schläge in den Fahrspuren streifenweise begehen (Streifenbreite maximal 250 m)
- Erstellung von Tageskarten jeder Begehung (Kartenkopien werden zur Verfügung gestellt)
- die Kulturarten werden auf der Karte eingetragen und bei jeder Begehung deren Wuchshöhe gemessen und der Bodendeckungsgrad abgeschätzt
- optische und akustische Erfassung aller an die Fläche gebundenen Individuen
- die Fundpunkte Revier anzeigender Vögel (Merkmale nach Tab. 1) werden so exakt wie möglich in die Karte eingetragen (Nutzung von Symbolen nach Abb. 1 wird empfohlen, andernfalls eigene Symbologie bitte kurz erläutern)
- Erfassung von erwähnenswerten Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren, z. B. Brutpaare von Schafstelze oder Wachtel sowie Nahrungsgäste
- bei Flächen mit Feldlerchenfenstern sind Beobachtungen weiterer Arten, welche die Fenster direkt nutzen, gesondert zu kennzeichnen (z. B. einrahmen)

Tab. 1: Revier anzeigende Merkmale (FISCHER et al. 2005: 50, bearbeitet)

Revier anzeigende Merkmale
singendes Männchen
Paare
Revierauseinandersetzungen
Nistmaterial tragende Altvögel
Nester, vermutliche Neststandorte
warnende, verleitende Altvögel
Kotballen oder Eischalen austragende Altvögel
Futter tragende Altvögel
bettelnde oder eben flügge Junge

Verhaltenssymbole

+	singend, balzend	—	(Kiebitz)männchen
<	rufend	Ki	(Kiebitz)weibchen
	warnend	Ki	(Kiebitz)paar
#	mit Nistmaterial, Höhlenbau		
	mit Futter	Ki juv.	(Kiebitz)jungvögel
	Revierkampf	Ki pull.	(Kiebitz)pulli
	Nahrungssuche		
	Nest/Höhlenanfang (Amsel)		
	besetztes Nest/Höhle, brütend (Amsel)		
	+	+	ein Vogel, Standortwechsel
	FI	FI	zwei verschiedene Vögel
	— Ki	→	fliegender Kiebitz
	— Ki	→	abfliegender Kiebitz
	— Ki	→	landender Kiebitz
			kreisend

Abb. 1: Symbole für Verhaltensweisen von Vögeln, die in die Feldkarten bei der Revierkartierung eingetragen werden (FISCHER et al. 2005: 53)

5 Auswertung

- Erstellung von zwei Revierkarten mit Bezug zu zwei unterschiedlichen Zeiträumen durch den jeweiligen Bearbeiter
- für die erste Revierkarte werden die Registrierungen der ersten bis vierten und für die zweite Revierkarte die der fünften bis siebenten Begehung berücksichtigt
- für die Wertung eines Reviers sind mindestens zwei Kontakte innerhalb des jeweiligen Bezugszeitraumes erforderlich
- bei Beobachtungen, die direkt auf ein Brutrevier schließen lassen (z. B. Nestfund), genügt ein Kontakt
- Berechnung der Siedlungsdichte (je 10 ha) beider Wertungszeiträume, getrennt nach Maßnahmen- und Vergleichsfläche

6 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 20 € je Begehung und zusätzlich 20 € für die Auswertung gezahlt. Dazu wird auf Basis dieser Leistungsbeschreibung ein Werkvertrag mit dem Förderverein Sächsische Vogelschutzwarde Neschwitz e. V. abgeschlossen.

7 Übergabe

Bitte senden Sie die Tageskarten und die Auswertung bis zum **31.08.2012** an:

Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.

Park 4

02699 Neschwitz

8 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Literatur

FISCHER S, FLADE M & SCHWARZ J (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK P, ANDRETTKE H, FISCHER S, GEDEON K, SCHIKORE T, SCHRÖDER K & SUDFELDT C (HRSG.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 47-53.

Anhang 6.1.3 Siedlungsdichtekartierung der Feldlerche 2013

1 Allgemeines

Die Siedlungsdichtekartierung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Daten soll die Wirkung der Erprobungsmaßnahmen „F1 – Feldlerchenfenster“ und „F3 – Weitreihige Saat“ auf die Feldlerche bewertet werden. Dazu werden jeweils Versuchsflächen mit Maßnahme und Vergleichsflächen ohne Maßnahme kartiert.

Bitte informieren Sie vor Beginn Ihrer Kartierungstätigkeit den die Fläche bewirtschaftenden Landwirtschaftsbetrieb. Sie erhalten die Informationen über den Ansprechpartner mit Ihren Unterlagen. Bei Problemen wenden Sie sich bitte an Ihren zuständigen Projektkoordinator.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Karten zu nutzen.

2 Erfassungstermine

- Kartierung der Flächen vom 01.04. bis 15.07.
- sieben Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7
1.-15.4.	16.-30.4.	1.-15.5.	16.-31.5.	1.-15.6.	16.-30.6.	1.-15.7.

3 Uhrzeit

- Begehungen morgens, von Sonnenaufgang bis etwa 3 Stunden danach
- Begehung an Tagen mit schönem Wetter (d. h. kein Niederschlag, windarm)

4 Erfassungsvorgaben

- Fläche in geeigneter, störungsarmer Weise begehen, d. h. primär Nutzung von Feldwegen, wenn nötig Schläge in den Fahrspuren streifenweise begehen (Streifenbreite maximal 250 m)
- Erstellung von Tageskarten jeder Begehung (Kartenkopien werden zur Verfügung gestellt)
- die Kulturarten werden auf der Karte eingetragen und bei jeder Begehung deren Wuchshöhe gemessen und der Bodendeckungsgrad abgeschätzt
- optische und akustische Erfassung aller an die Fläche gebundenen Individuen
- die Fundpunkte Revier anzeigender Vögel (Merkmale nach Tab. 1) werden so exakt wie möglich in die Karte eingetragen (Nutzung von Symbolen nach Abb. 1 wird empfohlen, andernfalls eigene Symbologie bitte kurz erläutern)
- Erfassung von erwähnenswerten Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren, z. B. Brutpaare von Schafstelze oder Wachtel sowie Nahrungsgäste
- bei Flächen mit Feldlerchenfenstern sind Beobachtungen weiterer Arten, welche die Fenster direkt nutzen, gesondert zu kennzeichnen (z. B. einrahmen)

Tab. 1: Revier anzeigende Merkmale (FISCHER et al. 2005: 50, bearbeitet)

Revier anzeigende Merkmale
singendes Männchen
Paare
Revierauseinandersetzungen
Nistmaterial tragende Altvögel
Nester, vermutliche Neststandorte
warnende, verleitende Altvögel
Kotballen oder Eischalen austragende Altvögel
Futter tragende Altvögel
bettelnde oder eben flügge Junge

Verhaltenssymbole

+	singend, balzend	— Ki	(Kiebitz)männchen
<	rufend	Ki	(Kiebitz)weibchen
☞	warnend	— Ki	(Kiebitz)paar
#	mit Nistmaterial, Höhlenbau	Ki juv.	(Kiebitz)jungvogel
☞	mit Futter	Ki pull.	(Kiebitz)pulli
☞	Revierkampf		
☞	Nahrungssuche		
⌒	Nest/Höhlenanfang (Amsel)		
⊙	besetztes Nest/Höhle, brutend (Amsel)		
+	→	+	ein Vogel, Standortwechsel
Fi	→	Fi	zwei verschiedene Vogel
— Ki	→		fliegender Kiebitz
— Ki	→		abfliegender Kiebitz
— Ki	→		landender Kiebitz
	↻		kreisend

Abb. 1: Symbole für Verhaltensweisen von Vögeln, die in die Feldkarten bei der Revierkartierung eingetragen werden (FISCHER et al. 2005: 53)

5 Auswertung

- Erstellung von zwei Revierkarten mit Bezug zu zwei unterschiedlichen Zeiträumen durch den jeweiligen Bearbeiter
- für die erste Revierkarte werden die Registrierungen der ersten bis vierten und für die zweite Revierkarte die der fünften bis siebenten Begehung berücksichtigt
- für die Wertung eines Reviers sind mindestens zwei Kontakte innerhalb des jeweiligen Bezugszeitraumes erforderlich
- bei Beobachtungen, die direkt auf ein Brutrevier schließen lassen (z. B. Nestfund), genügt ein Kontakt
- Berechnung der Siedlungsdichte (je 10 ha) beider Wertungszeiträume, getrennt nach Maßnahmen- und Vergleichsfläche

6 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 20 € je Begehung und zusätzlich 20 € für die Auswertung gezahlt. Dazu wird auf Basis dieser Leistungsbeschreibung ein Werkvertrag mit dem Förderverein Sächsische Vogelschutzwarde Neschwitz e. V. abgeschlossen.

7 Übergabe

Bitte senden Sie die Tageskarten und die Auswertung bis zum **31.08.2013** an:

Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.

Park 4

02699 Neschwitz

8 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Literatur

FISCHER S, FLADE M & SCHWARZ J (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK P, ANDRETTKE H, FISCHER S, GEDEON K, SCHIKORE T, SCHRÖDER K & SUDFELDT C (HRSG.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell, 47-53.

Anhang 6.2 Kiebitzinseln

Anhang 6.2.1 Kiebitzerfassung 2010

1 Allgemeines

Die Kiebitzerfassung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Dokumentation soll die Wirkung der Maßnahmen bewertet werden. Darüber hinaus soll die regelmäßige Beobachtung der Potenzialflächen, meist Brutplätze früherer Jahre, den Nestschutz verbessern helfen und gegebenenfalls die Einrichtung weiterer Kiebitzinseln ermöglichen.

Bitte beachten Sie, dass ein Betreten der Flächen aus rechtlichen und fachlichen Gründen nicht erwünscht ist. Eine angemessene optische Ausrüstung (Fernglas oder besser Spektiv) ist folglich für die Durchführung der Kontrollen unentbehrlich.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Formulare und Karten zu nutzen. Sie finden das Formular auch zum Herunterladen auf der Projektseite unter:

www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/agrarraum.html

2 Erfassungstermine

- Kontrolle der Flächen vom 11.03. bis 10.06., bei späten Nachgelegen bis 30.06. oder 15.07.
- Kontrollintensität in Abhängigkeit von der Brutsituation:

a) ohne Verdacht auf Brutgeschehen

- neun Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7	8	9
11.-20.3.	21.-31.3.	1.-10.4.	11.-20.4.	21.-30.4.	1.-10.5.	11.-20.5.	21.-31.5.	1.-10.6.

- bei genereller Nichteignung einer Potenzialfläche für eine Kiebitzansiedlung 2010, z. B. wegen dichten Winterrapsbestandes, können die weiteren Kontrolltermine entfallen
- bei Brutverdacht oder Brutnachweis Verfahren gemäß (b)

b) bei Brutverdacht oder Brutnachweis

- Intensivierung der Kontrollen (mindestens 1x wöchentlich) um den Zeitpunkt des „rechnerischen“ Schlupftermins, etwa 26-29 Tage nach Brutbeginn zum Nachweis des Schlupferfolges
- bei Verweilen der Familie auf oder in der Umgebung der Kontrollfläche, 1x wöchentlich Kontrolle über weitere 35-40 Tage bis zum Zeitpunkt des „rechnerischen“ Flügge werdens

3 Uhrzeit

- Begehungen vormittags oder am späten Nachmittag
- Mindestbeobachtungsdauer der Fläche 15 Minuten, empfohlene Beobachtungsdauer 30 bis 45 Minuten

4 Erfassungsvorgaben Kiebitz

- Erfassung der Anzahl der sich auf den Flächen selbst und in unmittelbarer Umgebung aufhaltenden Kiebitze

- Dokumentation von „Nullbeobachtungen“ (keine Kiebitze anwesend)
- Erfassung des Verhaltens der Kiebitze (u. a. Rast/Durchzug, Überflug, Territorialverhalten, Balz, Kopulation, Brut, Attacken zur Feindabwehr, Warnen, Verleiten, Führung von Jungvögeln)
- punktgenauer Eintrag von brütenden Vögeln, Nestern, Jungvögeln sowie Junge führenden Altvögeln auf einer Karte (Karten werden bei Werkvertragsabschluss zur Verfügung gestellt)
- als Brutverdacht gelten: zweimalige Feststellung eines Paares oder eines balzenden Männchens im Abstand von mindestens sieben Tagen, davon mindestens eine Beobachtung zwischen der dritten März- und der ersten Maidekade (vgl. auch Liste der C-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Brutnachweis gelten: Gelegefund, brütende Altvögel (Beobachtung vom Feldrand aus, keine Nachsuche auf der Fläche), verleitende oder Junge führende Altvögel, flügge Jungvögel (vgl. auch Liste der D-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Schlupferfolg gelten: Junge im Nest gesehen oder gehört, verleitende oder Junge führende Altvögel
- als Bruterfolg gelten: flügge Jungvögel (wenn Familie nachweislich ortstreu)

Bitte melden Sie Bruten umgehend an den zuständigen Projektkoordinator.

5 Erfassung weiterer Arten

- Erfassung von Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren
- dies betrifft potenzielle Prädatoren (z. B. Rotmilan überfliegend, Rotfuchs auf Nahrungssuche, Kolkrabe im Feldgehölz nördlich der Fläche brütend) ebenso wie andere Arten, welche die Fläche nutzen (z. B. 3 Schafstelzen und 1 Kranich auf der Fläche etc.)

6 sonstige Beobachtungen

Bitte nutzen Sie die Rückseite des Formulars für eine Beschreibung des Flächenzustandes, Ergänzungen und sonstige erwähnenswerte Beobachtungen, z. B. Kulturbestand frisch gegüllt, Winterraps sehr lückig, große Feldlache auf der Kiebitzinsel, Nassstelle seit der letzten Begehung vollständig abgetrocknet, Raps in Blüte, krautiger Bewuchs in den Randbereichen der Kiebitzinsel sehr dicht und etwa 0,5 m hoch etc.

7 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 5 € je Begehung und Fläche gezahlt. Dazu wird auf Basis dieser Leistungsbeschreibung ein Werkvertrag mit der Sächsischen Vogelschutzwarte Neschwitz abgeschlossen.

8 Übergabe

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare bis zum **15.07.2010** an:

Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.
Park 2
02699 Neschwitz

9 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Anhang 6.2.2 Kiebitzerfassung 2011

1 Allgemeines

Die Kiebitzerfassung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Dokumentation soll die Wirkung der Maßnahmen bewertet werden. Darüber hinaus sollen durch die regelmäßige Beobachtung der Potenzialflächen (zumeist Brutplätze früherer Jahre) Kiebitzbruten frühzeitig erkannt, der Nestschutz verbessert und gegebenenfalls die Einrichtung weiterer Kiebitzinseln ermöglicht werden.

Bitte beachten Sie, dass ein Betreten der Flächen aus rechtlichen und fachlichen Gründen nicht erwünscht ist. Eine angemessene optische Ausrüstung (Fernglas oder besser Spektiv) ist folglich für die Durchführung der Kontrollen unentbehrlich.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Formulare und Karten zu nutzen. Sie finden das Formular auch zum Herunterladen auf der Projektseite unter:

www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/bodenbrueterprojekt.html

2 Erfassungstermine

- Kontrolle der Flächen vom 11.03. bis 10.06., bei späten Nachgelegen bis 30.06. oder 15.07.
- Kontrollintensität in Abhängigkeit von der Brutsituation:

a) ohne Verdacht auf Brutgeschehen

- neun Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7	8	9
11.-20.3.	21.-31.3.	1.-10.4.	11.-20.4.	21.-30.4.	1.-10.5.	11.-20.5.	21.-31.5.	1.-10.6.

- bei genereller Nichteignung einer Potenzialfläche für eine Kiebitzansiedlung 2011, z. B. wegen dichten Winterrapsbestandes, kann die Kontrolle vorzeitig abgebrochen werden
- bei Brutverdacht oder Brutnachweis Verfahren gemäß (b)

b) bei Brutverdacht oder Brutnachweis

- Intensivierung der Kontrollen auf mindestens 1x wöchentlich zum Nachweis des Schlupferfolges oder der Verlustursache
- bei Verweilen der Familie auf oder in der Umgebung der Kontrollfläche wöchentliche Kontrolle über weitere 35-40 Tage bis zum Zeitpunkt des „rechnerischen“ Flügge werdens

3 Uhrzeit

- Begehungen vormittags oder am späten Nachmittag
- Mindestbeobachtungsdauer der Fläche 15 Minuten, empfohlene Beobachtungsdauer 30 bis 45 Minuten

4 Erfassungsvorgaben Kiebitz

- Erfassung der Anzahl der sich auf den Flächen selbst und in unmittelbarer Umgebung aufhaltenden Kiebitze
- Dokumentation von „Nullbeobachtungen“ (keine Kiebitze anwesend)

- Erfassung des Verhaltens der Kiebitze (u. a. Rast/Durchzug, Überflug, Territorialverhalten, Balz, Kopulation, Brut, Attacken zur Feindabwehr, Warnen, Verleiten, Führung von Jungvögeln)
- punktgenauer Eintrag von brütenden Vögeln, Nestern, Jungvögeln sowie Junge führenden Altvögeln auf einer Karte (Karten werden bei Werkvertragsabschluss zur Verfügung gestellt)
- als Brutverdacht gelten: zweimalige Feststellung eines Paares oder eines balzenden Männchens im Abstand von mindestens sieben Tagen, davon mindestens eine Beobachtung zwischen der dritten März- und der ersten Maidekade (vgl. auch Liste der C-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Brutnachweis gelten: Gelegefund, brütende Altvögel (Beobachtung vom Feldrand aus, keine Nachsuche auf der Fläche), verleitende oder Junge führende Altvögel, flügge Jungvögel (vgl. auch Liste der D-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Schlupferfolg gelten: Junge im Nest gesehen oder gehört, verleitende oder Junge führende Altvögel
- als Bruterfolg gelten: flügge Jungvögel (wenn Familie nachweislich ortstreu)

Bitte melden Sie Bruten umgehend an den zuständigen Projektkoordinator.

5 Erfassung weiterer Arten

- Erfassung von Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren
- dies betrifft potenzielle Prädatoren (z. B. Rotmilan überfliegend, Rotfuchs auf Nahrungssuche, Kolkrabe im Feldgehölz nördlich der Fläche brütend) ebenso wie andere Arten, welche die Fläche nutzen (z. B. 3 Schafstelzen und 1 Kranich auf der Fläche etc.)

6 sonstige Beobachtungen

Bitte nutzen Sie die Rückseite des Formulars für eine Beschreibung des Flächenzustandes, Ergänzungen und sonstige erwähnenswerte Beobachtungen, z. B. Kulturbestand frisch gegüllt, Winter- raps sehr lückig, große Feldlache auf der Kiebitzinsel, Nassstelle seit der letzten Begehung vollständig abgetrocknet, Raps in Blüte, krautiger Bewuchs in den Randbereichen der Kiebitzinsel sehr dicht und etwa 0,5 m hoch etc.

7 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 10 € je Begehung und Fläche gezahlt. Dazu wird auf Basis dieser Leistungsbeschreibung ein Werkvertrag mit der Sächsischen Vogelschutzwarte Neschwitz abgeschlossen.

8 Übergabe

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare bis zum **15.07.2011** an:

Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.
Park 2
02699 Neschwitz

9 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Anhang 6.2.3 Kiebitzerfassung 2012

1 Allgemeines

Die Kiebitzerfassung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Dokumentation soll die Wirkung der Maßnahmen bewertet werden. Darüber hinaus sollen durch die regelmäßige Beobachtung der Potenzialflächen (zumeist Brutplätze früherer Jahre) Kiebitzbruten frühzeitig erkannt, der Nestschutz verbessert und gegebenenfalls die Einrichtung weiterer Kiebitzinseln ermöglicht werden.

Bitte beachten Sie, dass ein Betreten der Flächen aus rechtlichen und fachlichen Gründen nicht erwünscht ist. Eine angemessene optische Ausrüstung (Fernglas oder besser Spektiv) ist folglich für die Durchführung der Kontrollen unentbehrlich.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Formulare und Karten zu nutzen. Sie finden das Formular auch zum Herunterladen auf der Projektseite unter:

www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/bodenbrueterprojekt.html

2 Erfassungstermine

- Kontrolle der Flächen vom 11.03. bis 10.06., bei späten Nachgelegen bis 30.06. oder 15.07.
- Kontrollintensität in Abhängigkeit von der Brutsituation:

a) ohne Verdacht auf Brutgeschehen

- neun Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7	8	9
11.-20.3.	21.-31.3.	1.-10.4.	11.-20.4.	21.-30.4.	1.-10.5.	11.-20.5.	21.-31.5.	1.-10.6.

- bei genereller Nichteignung einer Potenzialfläche für eine Kiebitzansiedlung 2012, z. B. wegen dichten Winterrapsbestandes, kann die Kontrolle vorzeitig abgebrochen werden
- bei Brutverdacht oder Brutnachweis Verfahren gemäß (b)

b) bei Brutverdacht oder Brutnachweis

- Intensivierung der Kontrollen auf mindestens 1x wöchentlich zum Nachweis des Schlupferfolges oder der Verlustursache
- bei Verweilen der Familie auf oder in der Umgebung der Kontrollfläche wöchentliche Kontrolle über weitere 35-40 Tage bis zum Zeitpunkt des „rechnerischen“ Flügge werdens

3 Uhrzeit

- Begehungen vormittags oder am späten Nachmittag
- Mindestbeobachtungsdauer der Fläche 15 Minuten, empfohlene Beobachtungsdauer 30 bis 45 Minuten

4 Erfassungsvorgaben Kiebitz

- Erfassung der Anzahl der sich auf den Flächen selbst und in unmittelbarer Umgebung aufhaltenden Kiebitze
- Dokumentation von „Nullbeobachtungen“ (keine Kiebitze anwesend)

- Erfassung des Verhaltens der Kiebitze (u. a. Rast/Durchzug, Überflug, Territorialverhalten, Balz, Kopulation, Brut, Attacken zur Feindabwehr, Warnen, Verleiten, Führung von Jungvögeln)
- punktgenauer Eintrag von brütenden Vögeln, Nestern, Jungvögeln sowie Junge führenden Altvögeln auf einer Karte (Karten werden bei Werkvertragsabschluss zur Verfügung gestellt)
- als Brutverdacht gelten: zweimalige Feststellung eines Paares oder eines balzenden Männchens im Abstand von mindestens sieben Tagen, davon mindestens eine Beobachtung zwischen der dritten März- und der ersten Maidekade (vgl. auch Liste der C-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Brutnachweis gelten: brütende Altvögel (Beobachtung vom Feldrand aus, keine Nachsuche auf der Fläche), verleitende oder Junge führende Altvögel, flügge Jungvögel (vgl. auch Liste der D-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Schlupferfolg gelten: Junge im Nest gesehen oder gehört, verleitende oder Junge führende Altvögel
- als Bruterfolg gelten: flügge Jungvögel (wenn Familie nachweislich ortstreu)

Bitte melden Sie Bruten umgehend an den zuständigen Projektkoordinator.

5 Erfassung weiterer Arten

- Erfassung von Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren
- dies betrifft potenzielle Prädatoren (z. B. Rotmilan überfliegend, Rotfuchs auf Nahrungssuche, Kolkrabe im Feldgehölz nördlich der Fläche brütend) ebenso wie andere Arten, welche die Fläche nutzen (z. B. 3 Schafstelzen und 1 Kranich auf der Fläche etc.)

6 sonstige Beobachtungen

Bitte nutzen Sie die Rückseite des Formulars für eine Beschreibung des Flächenzustandes, Ergänzungen und sonstige erwähnenswerte Beobachtungen, z. B. Kulturbestand frisch gegüllt, Winterhaps sehr lückig, große Feldlache auf der Kiebitzinsel, Nassstelle seit der letzten Begehung vollständig abgetrocknet, Haps in Blüte, krautiger Bewuchs in den Randbereichen der Kiebitzinsel sehr dicht und etwa 0,5 m hoch etc.

7 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 10 € je Begehung und Fläche gezahlt. Der Betrag ist auf 150 € je Fläche begrenzt. Auf Basis dieser Leistungsbeschreibung wird ein Werkvertrag mit dem Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V. abgeschlossen.

8 Übergabe

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare bis zum **15.07.2012** an:

Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.
Park 4
02699 Neschwitz

9 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Anhang 6.2.4 Kiebitzerfassung 2013

1 Allgemeines

Die Kiebitzerfassung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Dokumentation soll die Wirkung der Maßnahmen bewertet werden. Darüber hinaus sollen durch die regelmäßige Beobachtung der Potenzialflächen (zumeist Brutplätze früherer Jahre) Kiebitzbruten frühzeitig erkannt, der Nestschutz verbessert und gegebenenfalls die Einrichtung weiterer Kiebitzinseln ermöglicht werden.

Bitte beachten Sie, dass ein Betreten der Flächen aus rechtlichen und fachlichen Gründen nicht erwünscht ist. Eine angemessene optische Ausrüstung (Fernglas oder besser Spektiv) ist folglich für die Durchführung der Kontrollen unentbehrlich.

Für die Erfassung sind die bereitgestellten Formulare und Karten zu nutzen. Sie finden das Formular auch zum Herunterladen auf der Projektseite unter:

www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/bodenbrueterprojekt.html

2 Erfassungstermine

- Kontrolle der Flächen vom 11.03. bis 10.06., bei späten Nachgelegen bis 30.06. oder 15.07.
- Kontrollintensität in Abhängigkeit von der Brutsituation:

a) ohne Verdacht auf Brutgeschehen

- neun Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7	8	9
11.-20.3.	21.-31.3.	1.-10.4.	11.-20.4.	21.-30.4.	1.-10.5.	11.-20.5.	21.-31.5.	1.-10.6.

- bei genereller Nichteignung einer Potenzialfläche für eine Kiebitzansiedlung 2012, z. B. wegen dichten Winterrapsbestandes, kann die Kontrolle vorzeitig abgebrochen werden
- bei Brutverdacht oder Brutnachweis Verfahren gemäß (b)

b) bei Brutverdacht oder Brutnachweis

- Intensivierung der Kontrollen auf mindestens 1x wöchentlich zum Nachweis des Schlupferfolges oder der Verlustursache
- bei Verweilen der Familie auf oder in der Umgebung der Kontrollfläche wöchentliche Kontrolle über weitere 35-40 Tage bis zum Zeitpunkt des „rechnerischen“ Flügge werdens

3 Uhrzeit

- Begehungen vormittags oder am späten Nachmittag
- Mindestbeobachtungsdauer der Fläche 15 Minuten, empfohlene Beobachtungsdauer 30 bis 45 Minuten

4 Erfassungsvorgaben Kiebitz

- Erfassung der Anzahl der sich auf den Flächen selbst und in unmittelbarer Umgebung aufhaltenden Kiebitze
- Dokumentation von „Nullbeobachtungen“ (keine Kiebitze anwesend)

- Erfassung des Verhaltens der Kiebitze (u. a. Rast/Durchzug, Überflug, Territorialverhalten, Balz, Kopulation, Brut, Attacken zur Feindabwehr, Warnen, Verleiten, Führung von Jungvögeln)
- punktgenauer Eintrag von brütenden Vögeln, Nestern, Jungvögeln sowie Junge führenden Altvögeln auf einer Karte (Karten werden bei Werkvertragsabschluss zur Verfügung gestellt)
- als Brutverdacht gelten: zweimalige Feststellung eines Paares oder eines balzenden Männchens im Abstand von mindestens sieben Tagen, davon mindestens eine Beobachtung zwischen der dritten März- und der ersten Maidekade (vgl. auch Liste der C-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Brutnachweis gelten: brütende Altvögel (Beobachtung vom Feldrand aus, keine Nachsuche auf der Fläche), verleitende oder Junge führende Altvögel, flügge Jungvögel (vgl. auch Liste der D-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Schlupferfolg gelten: Junge im Nest gesehen oder gehört, verleitende oder Junge führende Altvögel
- als Bruterfolg gelten: flügge Jungvögel (wenn Familie nachweislich ortstreu)

Bitte melden Sie Bruten umgehend an den zuständigen Projektkoordinator.

5 Erfassung weiterer Arten

- Erfassung von Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren
- dies betrifft potenzielle Prädatoren (z. B. Rotmilan überfliegend, Rotfuchs auf Nahrungssuche, Kolkrabe im Feldgehölz nördlich der Fläche brütend) ebenso wie andere Arten, welche die Fläche nutzen (z. B. 3 Schafstelzen und 1 Kranich auf der Fläche etc.)

6 sonstige Beobachtungen

Bitte nutzen Sie die Rückseite des Formulars für eine Beschreibung des Flächenzustandes, Ergänzungen und sonstige erwähnenswerte Beobachtungen, z. B. Kulturbestand frisch gegüllt, Winteraps sehr lückig, große Feldlache auf der Kiebitzinsel, Nassstelle seit der letzten Begehung vollständig abgetrocknet, Raps in Blüte, krautiger Bewuchs in den Randbereichen der Kiebitzinsel sehr dicht und etwa 0,5 m hoch etc.

7 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 10 € je Begehung und Fläche gezahlt. Der Betrag ist auf 150 € je Fläche begrenzt. Auf Basis dieser Leistungsbeschreibung wird ein Werkvertrag mit dem Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V. abgeschlossen.

8 Übergabe

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare bis zum **15.07.2013** an:

Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.
Park 4
02699 Neschwitz

9 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Anhang 6.2.5 Kiebitz erfassung 2014

1 Allgemeines

Die Kiebitz erfassung dient der Erfolgskontrolle im Rahmen des Bodenbrüterprojektes im Freistaat Sachsen. Durch die Dokumentation soll die Wirkung der Maßnahmen bewertet werden. Darüber hinaus sollen durch die regelmäßige Beobachtung der Potenzialflächen (zumeist Brutplätze früherer Jahre) Kiebitzbruten frühzeitig erkannt, der Nestschutz verbessert und gegebenenfalls die Einrichtung weiterer Kiebitzinseln ermöglicht werden.

Bitte beachten Sie, dass ein Betreten der Flächen aus rechtlichen und fachlichen Gründen nicht erwünscht ist. Eine angemessene optische Ausrüstung (Fernglas oder besser Spektiv) ist folglich für die Durchführung der Kontrollen unentbehrlich.

Für die Erfassung sind das Formular und die Karte(n) zu nutzen. Sie finden das Formular auch zum Herunterladen auf der Projektseite unter:

www.vogelschutzwarte-neschwitz.de/bodenbrueeterprojekt.html

2 Erfassungstermine

- Kontrolle der Flächen vom 21.03. bis 10.06., bei späten Nachgelegen bis 30.06. oder 15.07.
- Kontrollintensität in Abhängigkeit von der Brutsituation:

a) ohne Verdacht auf Brutgeschehen an Kiebitzinseln (Maßnahmenflächen)

- acht Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5	6	7	8
21.-31.3.	1.-10.4.	11.-20.4.	21.-30.4.	1.-10.5.	11.-20.5.	21.-31.5.	1.-10.6.

- bei Brutverdacht oder Brutnachweis Verfahren gemäß c)

b) ohne Verdacht auf Brutgeschehen an Potenzialflächen

- fünf Begehungen jeweils im Abstand von mindestens sieben Tagen

1	2	3	4	5
21.-31.3.	1.-10.4.	11.-20.4.	21.-30.4.	1.-10.5.

- bei genereller Nichteignung einer Potenzialfläche für eine Kiebitzansiedlung, z. B. wegen dichten Winterrapsbestandes, kann die Kontrolle vorzeitig abgebrochen werden
- bei nachträglichem Vertragsabschluss und diesbezüglicher Information seitens des Projektkoordinators des Bodenbrüterprojekts Verfahren gemäß a)
- bei Brutverdacht oder Brutnachweis Verfahren gemäß c)

c) bei Brutverdacht oder Brutnachweis

- Intensivierung der Kontrollen auf mindestens 1x wöchentlich zum Nachweis des Schlupferfolges oder der Verlustursache
- bei Verweilen der Familie auf oder in der Umgebung der Kontrollfläche wöchentliche Kontrolle über weitere 35-40 Tage bis zum Zeitpunkt des „rechnerischen“ Flügge werdens

3 Uhrzeit

- Begehungen vormittags oder am späten Nachmittag
- Mindestbeobachtungsdauer der Fläche 15 Minuten, empfohlene Beobachtungsdauer 30 bis 45 Minuten

4 Erfassungsvorgaben Kiebitz

- Erfassung der Anzahl der sich auf den Flächen selbst und in unmittelbarer Umgebung aufhaltenden Kiebitze
- Dokumentation von „Nullbeobachtungen“ (keine Kiebitze anwesend)
- Erfassung des Verhaltens der Kiebitze (u. a. Rast/Durchzug, Überflug, Territorialverhalten, Balz, Kopulation, Brut, Attacken zur Feindabwehr, Warnen, Verleiten, Führung von Jungvögeln)
- punktgenauer Eintrag von brütenden Vögeln, Nestern, Jungvögeln sowie Junge führenden Altvögeln auf einer Karte (Karten werden bei Werkvertragsabschluss zur Verfügung gestellt)
- als Brutverdacht gelten: zweimalige Feststellung eines Paares oder eines balzenden Männchens im Abstand von mindestens sieben Tagen, davon mindestens eine Beobachtung zwischen der dritten März- und der ersten Maidekade (vgl. auch Liste der C-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Brutnachweis gelten: brütende Altvögel (Beobachtung vom Feldrand aus, keine Nachsuche auf der Fläche), verleitende oder Junge führende Altvögel, flügge Jungvögel (vgl. auch Liste der D-Nachweise nach sächsischer Brutvogelkartierung)
- als Schlupferfolg gelten: Junge im Nest gesehen oder gehört, verleitende oder Junge führende Altvögel
- als Bruterfolg gelten: flügge Jungvögel (wenn Familie nachweislich ortstreu)

Bitte melden Sie Bruten umgehend an den zuständigen Projektkoordinator.

5 Erfassung weiterer Arten

- Erfassung von Beobachtungen weiterer Arten, welche die Flächen frequentieren
- dies betrifft potenzielle Prädatoren (z. B. Rotmilan überfliegend, Rotfuchs auf Nahrungssuche, Kolkrabe im Feldgehölz nördlich der Fläche brütend) ebenso wie andere Arten, welche die Fläche nutzen (z. B. 3 Schafstelzen und 1 Kranich auf der Fläche etc.)

6 sonstige Beobachtungen

Bitte nutzen Sie die Rückseite des Formulars für eine Beschreibung des Flächenzustandes, Ergänzungen und sonstige erwähnenswerte Beobachtungen, z. B. Kulturbestand frisch gegüllet, Winter-raps sehr lückig, große Feldlache auf der Kiebitzinsel, Nassstelle seit der letzten Begehung vollständig abgetrocknet, Raps in Blüte, krautiger Bewuchs in den Randbereichen der Kiebitzinsel sehr dicht und etwa 0,5 m hoch etc.

7 Vergütung

Es wird eine Aufwandsentschädigung in Höhe von 10 € je Begehung und Fläche gezahlt. Der Betrag ist auf 150 € je Fläche begrenzt. Auf Basis dieser Leistungsbeschreibung wird ein Werkvertrag mit dem Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V. abgeschlossen.

8 Übergabe

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare bis zum **15.07.2014** an:

Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.
Park 4
02699 Neschwitz

9 Ansprechpartner

Jan-Uwe Schmidt

☎ 0151 26818298

✉ jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de

Anhang 7 Formulare für die Erfassung



Förderverein
Sächsische
Vogelschutzwarte
Neschwitz

Fläche ¹

BODENBRÜTERPROJEKT

Erfolgskontrolle Kiebitzflächen

Begehung Nr.

Bearbeiter

Datum

Uhrzeit von/bis

Beobachtungsmittel

Fernglas

Spektiv

Beschreibung der Kiebitzbeobachtungen ³

Anzahl Kiebitze ²

Beobachtungen weiterer Arten ⁴

Beschreibung des Flächenzustands ⁵

ERLÄUTERUNGEN

- ¹ Tragen Sie bitte den vorgegebenen Flächencode (wie auf der Karte) ein, z. B. MO-K-02.
- ² Tragen Sie bitte die Anzahl aller auf den Flächen selbst und in unmittelbarer Umgebung befindlichen Kiebitze ein. Bitte dokumentieren Sie auch "Nullbeobachtungen".

- ³ Bitte beschreiben Sie ausführlich Ihre Beobachtungen und notieren Sie Status sowie Verhaltensweisen.
- ⁴ Dokumentieren Sie bitte Beobachtungen weiterer Arten. Dies betrifft sowohl mögliche Prädatoren (also nicht nur Vögel) als auch andere, die Fläche nutzende Arten (z. B. Schafstelze, Kranich).
- ⁵ Notieren Sie bitte Flächenmerkmale, wie z. B.: "Feldlache abgetrocknet", "Winterraps in Blüte" etc.

Bitte beachten Sie auch die Hinweise in der Leistungsbeschreibung.

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare an folgende Adresse:
Förderverein Sächsische Vogelschutzwarte Neschwitz e. V.
Park 4
02699 Neschwitz

Kontaktdaten der Projektkoordinatoren:

Direktionsbezirk Dresden Jan-Uwe Schmidt, Tel. 0151 26818298
Email: jan-uwe.schmidt@vogelschutzwarte-neschwitz.de
Direktionsbezirke Leipzig Alexander Eilers, Tel. 0151 26818299
und Chemnitz Email: alexander.eilers@vogelschutzwarte-neschwitz.de



Sächsische
Vogelschutzwerke
Neschwitz

Fläche ¹

BODENBRÜTERPROJEKT

Flächenentwicklung

Begehung Nr.

Bearbeiter

Datum

Uhrzeit von/bis

Kulturbestand

Kulturart

Wuchshöhe ²

Reihenabstand ³

Anzahl Pflanzen
je m ⁴

Grad der Boden-
bedeckung ⁵

- 0 % >50 bis 75 %
 >0 bis 25 % >75 bis 90 %
 >25 bis 50 % >90 %

Sonstiges ⁶

Maßnahmen- bzw. Potenzialfläche

Kulturart ⁷

Wuchshöhe ⁸

Reihenabstand ⁹

Anzahl Pflanzen
je m ¹⁰

Grad der Boden-
bedeckung ¹¹

- 0 % >50 bis 75 %
 >0 bis 25 % >75 bis 90 %
 >25 bis 50 % >90 %

Sonstiges ¹²

ERLÄUTERUNGEN

- ¹ Tragen Sie bitte den vorgegebenen Flächencode (wie auf der Karte) ein, z. B. MO-K-02.
- ² Ermitteln Sie bitte die durchschnittliche Wuchshöhe mit dem Zollstock auf 5 cm genau.
- ³ Ermitteln Sie bitte den Reihenabstand des Kulturbestandes mit dem Zollstock auf 5 cm genau.
- ⁴ Ermitteln Sie bitte die Anzahl der Pflanzen einer Pflanzreihe auf einem Meter Länge unter Verwendung eines Zollstockes.
- ⁵ Bitte schätzen Sie den Grad der Bodenbedeckung aus der Draufsicht ab.
- ⁶ Bitte beschreiben Sie ausführlich den Zustand der Fläche, z. B. viele Fehlstellen, Raps in Blüte, große Nassestelle 100 m nordöstlich der Maßnahmenfläche, etc.

- ⁷ Bei nicht bestellten Flächen ist "Grünbrache" einzutragen.

- ⁸⁻¹¹ Wenn für die Ermittlung der Werte ein Betreten der Fläche erforderlich ist, darf die Erfassung nur durchgeführt werden, wenn der Flächennutzer einverstanden und eine Gefährdung etwaigen Brutgeschehens ausgeschlossen ist. Andernfalls kann die Erfassung entfallen.

- ¹² Bitte beschreiben Sie ausführlich den Zustand der Fläche, z. B. Feldlache gegenüber der vorigen Begehung stark abgetrocknet, im Bereich der Vernässung kein Bewuchs, Haferbestand zusammengebrochen, zwei Distelhorste im zentralen Bereich der Fläche etc.

Bitte beachten Sie auch die Hinweise in der Leistungsbeschreibung.

Bitte senden Sie die ausgefüllten Formulare an folgende Adresse:
Sächsische Vogelschutzwerke Neschwitz e. V.
Park 2
02699 Neschwitz

Kontaktdaten der Projektkoordinatoren:

Direktionsbezirk Dresden Jan-Uwe Schmidt, Tel. 0151 26818298
Email: jan-uwe.schmidt@vogelschutzwerke-neschwitz.de
Direktionsbezirk Leipzig Madlen Dämmig, Tel. 0151 26818299
und Chemnitz Email: madlen.daemmig@vogelschutzwerke-neschwitz.de

Anhang 8 Datenzusammenstellungen

Anhang 8.1 Studie 1 – Feldlerchenfenster und zusätzliche Fahrgassen

Tab. 48: Flächenübersicht zur Untersuchung der Feldlerchenfenster (Lage der Erprobungsflächen siehe [Abb. 53](#), S. 237; Rechts- und Hochwert beziehen sich auf die Flächenschwerpunkte; Region entsprechend der sächsischen Naturregionen (BASTIAN & SYRBE 2005); Erläuterungen zu den Variablen in [Tab. 24](#), S. 69)

FIELD	TREATMENT			ALT	CROPTYPE	AREA	COMPACT	SPDENS			YEAR	
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Rechts- wert	Hoch- wert	Höhe	Kulturart	Fläche	Kompakt- heit	Anzahl Feld- lerchenfenster	Fenster- dichte	Fenster- anteil	Region	Jahr
		°	°	m ü. d. M.		ha			Fenster je ha	%		
1	Probefläche	12,3934	51,5197	102	Wintergetreide	14,1	0,70	29	2,06	0,41	Lössgefülle	2011
1	Kontrollfläche	12,3935	51,5178	102	Wintergetreide	42,0	0,18	0	0,00	0,00	Lössgefülle	2011
2	Probefläche	14,6882	51,2192	210	Winterraps	10,0	0,69	7	0,70	0,28	Heideland	2011
2	Kontrollfläche	14,6939	51,2184	210	Winterraps	24,8	0,45	0	0,00	0,00	Heideland	2011
3	Probefläche	14,7728	51,3106	166	Wintergetreide	12,2	0,23	17	1,39	0,28	Heideland	2011
3	Kontrollfläche	14,7708	51,3123	166	Wintergetreide	35,8	0,19	0	0,00	0,00	Heideland	2011
4	Probefläche	12,6939	51,4439	137	Winterraps	10,0	0,60	20	2,00	0,80	Lössgefülle	2011
4	Kontrollfläche	12,6941	51,4456	137	Winterraps	10,0	0,62	0	0,00	0,00	Lössgefülle	2011
5	Probefläche	12,4201	50,7608	319	Wintergetreide	11,3	0,74	30	2,65	0,53	Lössgefülle	2012
5	Kontrollfläche	12,4143	50,7598	319	Wintergetreide	16,0	0,35	0	0,00	0,00	Lössgefülle	2012
6	Probefläche	12,3938	51,5244	101	Wintergetreide	29,9	0,36	26	0,87	0,17	Lössgefülle	2012
6	Kontrollfläche	12,3926	51,5264	101	Wintergetreide	31,4	0,37	0	0,00	0,00	Lössgefülle	2012
7	Probefläche	12,7013	51,4243	110	Winterraps	7,0	0,62	20	2,86	1,14	Lössgefülle	2012
7	Kontrollfläche	12,6976	51,4257	110	Winterraps	12,5	0,59	0	0,00	0,00	Lössgefülle	2012
8	Probefläche	13,7665	51,1900	180	Winterraps	14,1	0,52	20	1,42	0,57	Lössgefülle	2012
8	Kontrollfläche	13,7636	51,1912	180	Winterraps	11,6	0,34	0	0,00	0,00	Lössgefülle	2012

Tab. 48 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT			ALT	CROPTYPE	AREA	COMPACT		SPDENS		YEAR	
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Rechts- wert	Hoch- wert	Höhe	Kulturart	Fläche	Kompakt- heit	Anzahl Feld- lerchenfenster	Fenster- dichte	Fenster- anteil	Region	Jahr
		°	°	m ü. d. M.		ha			Fenster je ha	%		
9	Probefläche	13,7344	51,2274	147	Winterraps	14,1	0,71	28	1,99	0,79	Heideland	2012
9	Kontrollfläche	13,7370	51,2233	147	Winterraps	14,1	0,63	0	0,00	0,00	Heideland	2012
10	Probefläche	14,6883	51,2196	210	Wintergetreide	10,0	0,64	21	2,10	0,42	Heideland	2012
10	Kontrollfläche	14,6914	51,2206	210	Wintergetreide	18,0	0,44	0	0,00	0,00	Heideland	2012
11	Probefläche	14,7717	51,3127	170	Winterraps	25,0	0,75	46	1,84	0,74	Heideland	2012
11	Kontrollfläche	14,7709	51,3094	170	Winterraps	15,0	0,73	0	0,00	0,00	Heideland	2012
12	Probefläche	14,3818	51,2348	182	Winterraps	10,0	0,71	22	2,20	0,88	Lössgefilde	2012
12	Kontrollfläche	14,3872	51,2326	182	Winterraps	12,1	0,47	0	0,00	0,00	Lössgefilde	2012
13	Probefläche	12,6997	51,4368	131	Wintergetreide	7,0	0,68	21	3,00	0,60	Lössgefilde	2012
13	Kontrollfläche	12,7028	51,4373	131	Wintergetreide	8,0	0,76	0	0,00	0,00	Lössgefilde	2012
14	Probefläche	12,8364	51,3839	142	Winterraps	12,0	0,51	21	1,75	0,70	Lössgefilde	2012
14	Kontrollfläche	12,8351	51,3850	142	Winterraps	9,7	0,45	0	0,00	0,00	Lössgefilde	2012
15	Probefläche	12,8436	51,3810	142	Wintergetreide	12,5	0,41	21	1,68	0,34	Lössgefilde	2012
15	Kontrollfläche	12,8465	51,3846	142	Wintergetreide	19,7	0,51	0	0,00	0,00	Lössgefilde	2012
16	Probefläche	13,5455	50,9319	418	Wintergetreide	15,5	0,79	25	1,61	0,32	Mittelgebirge	2012
16	Kontrollfläche	13,5396	50,9333	418	Wintergetreide	14,7	0,55	0	0,00	0,00	Mittelgebirge	2012
17	Probefläche	14,6891	51,2202	207	Wintergetreide	17,0	0,67	24	1,41	0,28	Heideland	2013
17	Kontrollfläche	14,6939	51,2192	207	Wintergetreide	15,5	0,72	0	0,00	0,00	Heideland	2013
18	Probefläche	14,6835	51,2213	204	Wintergetreide	13,0	0,77	22	1,69	0,34	Heideland	2013
18	Kontrollfläche	14,6821	51,2232	204	Wintergetreide	15,0	0,42	0	0,00	0,00	Heideland	2013

Tab. 48 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	Rechtswert	Hochwert	ALT	CROPTYPE	AREA	COMPACT	SPDENS		Region	YEAR	
Erprobungsfläche	Flächentyp	°	°	Höhe	Kulturart	Fläche	Kompaktheit	Anzahl Felderchenfenster	Fensterdichte	Fensteranteil	Jahr	
				m ü. d. M.		ha			Fenster je ha	%		
19	Probefläche	14,3957	51,2308	185	Winterraps	20,0	0,68	38	1,90	0,76	Lössgefilde	2013
19	Kontrollfläche	14,3993	51,2301	185	Winterraps	15,0	0,56	0	0,00	0,00	Lössgefilde	2013
20	Probefläche	12,7028	51,4373	132	Winterraps	10,0	0,77	22	2,20	0,88	Lössgefilde	2013
20	Kontrollfläche	12,6985	51,4364	132	Winterraps	10,0	0,61	0	0,00	0,00	Lössgefilde	2013

Tab. 49: Übersicht der nach Brutzeiträumen aggregierten Daten zur Untersuchung der Feldlerchenfenster (weitere Daten zur Erprobungsfläche in [Tab. 48](#), S. 215; Erläuterungen zu den Variablen in [Tab. 24](#), S. 69)

FIELD	TREATMENT	PERIOD	TD	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Territoriendichte	Vegetationshöhe	Vegetationsdichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
			Territorien je 10 ha	cm	%	
1	Probefläche	1	7,09	4	9	1
1	Probefläche	2	4,26	9	21	1
1	Kontrollfläche	1	3,33	36	44	1
1	Kontrollfläche	2	2,62	60	63	0
2	Probefläche	1	2,00	0	19	1
2	Probefläche	2	0,00	10	25	1
2	Kontrollfläche	1	2,42	92	78	0
2	Kontrollfläche	2	0,81	140	95	0
3	Probefläche	1	3,28	0	22	1
3	Probefläche	2	0,82	0	13	1
3	Kontrollfläche	1	0,84	47	83	0
3	Kontrollfläche	2	0,56	85	67	0
4	Probefläche	1	17,00	13	22	1
4	Probefläche	2	14,00	48	58	0
4	Kontrollfläche	1	13,00	104	84	0
4	Kontrollfläche	2	3,00	140	95	0
5	Probefläche	1	6,19	48	55	0
5	Probefläche	2	3,54	93	65	0
5	Kontrollfläche	1	3,13	61	83	0
5	Kontrollfläche	2	1,88	103	83	0

Tab. 49 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	TD	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Territorien-dichte	Vegetationshöhe	Vegetationsdichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
			Territorien je 10 ha	cm	%	
6	Probefläche	1	2,01	40	19	1
6	Probefläche	2	1,67	60	46	0
6	Kontrollfläche	1	2,23	64	89	0
6	Kontrollfläche	2	0,95	87	87	0
7	Probefläche	1	5,71	60	38	0
7	Probefläche	2	0,00	37	63	0
7	Kontrollfläche	1	1,60	121	95	0
7	Kontrollfläche	2	0,00	153	95	0
8	Probefläche	1	3,55	6	22	1
8	Probefläche	2	1,42	15	61	0
8	Kontrollfläche	1	4,31	68	61	0
8	Kontrollfläche	2	1,72	98	82	0
9	Probefläche	1	3,55	9	19	1
9	Probefläche	2	4,26	63	50	0
9	Kontrollfläche	1	3,55	75	55	0
9	Kontrollfläche	2	2,13	87	69	0
10	Probefläche	1	6,00	10	6	1
10	Probefläche	2	5,00	60	61	0
10	Kontrollfläche	1	3,33	29	54	0
10	Kontrollfläche	2	2,22	77	69	0

Tab. 49 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	TD	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Territoriendichte	Vegetationshöhe	Vegetationsdichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
			Territorien je 10 ha	cm	%	
11	Probefläche	1	1,60	5	13	1
11	Probefläche	2	0,40	31	79	0
11	Kontrollfläche	1	1,33	78	69	0
11	Kontrollfläche	2	0,00	121	93	0
12	Probefläche	1	6,00	6	46	1
12	Probefläche	2	2,00	20	93	0
12	Kontrollfläche	1	3,31	93	89	0
12	Kontrollfläche	2	0,00	157	95	0
13	Probefläche	1	17,14	21	50	0
13	Probefläche	2	11,43	70	83	0
13	Kontrollfläche	1	7,50	77	95	0
13	Kontrollfläche	2	3,75	98	95	0
14	Probefläche	1	2,50	33	22	1
14	Probefläche	2	0,83	110	58	0
14	Kontrollfläche	1	1,03	121	86	0
14	Kontrollfläche	2	0,00	152	95	0
15	Probefläche	1	2,40	6	13	1
15	Probefläche	2	1,60	63	48	0
15	Kontrollfläche	1	0,51	35	68	0
15	Kontrollfläche	2	0,51	65	83	0

Tab. 49 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	TD	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Territoriendichte	Vegetationshöhe	Vegetationsdichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
			Territorien je 10 ha	cm	%	
16	Probefläche	1	7,74	10	13	1
16	Probefläche	2	3,87	10	13	1
16	Kontrollfläche	1	5,44	48	86	0
16	Kontrollfläche	2	4,08	100	95	0
17	Probefläche	1	4,12	4	3	1
17	Probefläche	2	2,94	38	38	1
17	Kontrollfläche	1	2,58	45	46	1
17	Kontrollfläche	2	1,29	130	95	0
18	Probefläche	1	5,38	4	3	1
18	Probefläche	2	3,08	27	38	1
18	Kontrollfläche	1	2,67	18	46	1
18	Kontrollfläche	2	1,33	73	69	0
19	Probefläche	1	4,00	6	43	1
19	Probefläche	2	1,50	20	93	0
19	Kontrollfläche	1	2,00	72	69	0
19	Kontrollfläche	2	0,67	157	95	0
20	Probefläche	1	5,00	76	31	0
20	Probefläche	2	0,00	140	38	0
20	Kontrollfläche	1	1,00	87	83	0
20	Kontrollfläche	2	0,00	150	95	0

Tab. 50: Übersicht der Daten der Einzelbegehungen zur Untersuchung der Feldlerchenfenster (weitere Daten zur Erprobungsfläche in Tab. 48, S. 215; Erläuterungen zu den Variablen in Tab. 24, S. 69)

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetationshöhe	Vegetationsdichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
1	Probefläche	1	101	8	0	0	1
1	Probefläche	1	119	6	5	13	1
1	Probefläche	1	134	7	5	13	1
1	Probefläche	1	147	10	5	13	1
1	Probefläche	2	164	6	8	13	1
1	Probefläche	2	179	5	10	13	1
1	Probefläche	2	194	6	10	38	1
1	Kontrollfläche	1	101	13	10	38	1
1	Kontrollfläche	1	119	13	25	38	1
1	Kontrollfläche	1	134	14	50	38	0
1	Kontrollfläche	1	147	12	60	63	0
1	Kontrollfläche	2	164	11	60	63	0
1	Kontrollfläche	2	179	12	60	63	0
1	Kontrollfläche	2	194	10	60	63	0
2	Probefläche	1	105	6	0	13	1
2	Probefläche	1	118	2	0	13	1
2	Probefläche	1	134	1	0	13	1
2	Probefläche	1	150	0	0	38	1
2	Probefläche	2	162	0	0	38	1
2	Probefläche	2	180	1	10	25	1
2	Probefläche	2	196	0	20	13	1
2	Kontrollfläche	1	105	12	35	38	1
2	Kontrollfläche	1	118	9	87	83	0
2	Kontrollfläche	1	134	2	117	95	0
2	Kontrollfläche	1	150	1	129	95	0
2	Kontrollfläche	2	162	3	140	95	0
2	Kontrollfläche	2	180	5	140	95	0
2	Kontrollfläche	2	196	4	140	95	0
3	Probefläche	1	93	3	0	13	1
3	Probefläche	1	107	4	0	13	1
3	Probefläche	1	121	3	0	38	1
3	Probefläche	1	142	2	0	25	1
3	Probefläche	2	156	1	0	13	1
3	Probefläche	2	170	2	0	13	1

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
3	Probefläche	2	187	1	0	13	1
3	Kontrollfläche	1	93	3	6	83	0
3	Kontrollfläche	1	107	3	34	83	0
3	Kontrollfläche	1	121	3	55	83	0
3	Kontrollfläche	1	142	3	95	83	0
3	Kontrollfläche	2	156	2	90	75	0
3	Kontrollfläche	2	170	2	84	63	0
3	Kontrollfläche	2	187	1	80	63	0
4	Probefläche	1	93	10	5	13	1
4	Probefläche	1	110	16	10	13	1
4	Probefläche	1	120	14	10	13	1
4	Probefläche	1	137	16	25	50	0
4	Probefläche	2	148	16	38	50	0
4	Probefläche	2	163	13	50	63	0
4	Probefläche	2	175	10	55	63	0
4	Kontrollfläche	1	93	14	50	63	0
4	Kontrollfläche	1	110	10	100	83	0
4	Kontrollfläche	1	120	11	130	95	0
4	Kontrollfläche	1	137	8	135	95	0
4	Kontrollfläche	2	148	6	140	95	0
4	Kontrollfläche	2	163	4	140	95	0
4	Kontrollfläche	2	175	0	140	95	0
5	Probefläche	1	105	5	15	38	1
5	Probefläche	1	115	7	30	38	1
5	Probefläche	1	132	5	63	63	0
5	Probefläche	1	145	6	85	83	0
5	Probefläche	2	163	5	90	70	0
5	Probefläche	2	175	5	95	63	0
5	Probefläche	2	191	3	95	63	0
5	Kontrollfläche	1	105	4	28	83	0
5	Kontrollfläche	1	115	3	45	83	0
5	Kontrollfläche	1	132	4	78	83	0
5	Kontrollfläche	1	145	2	95	83	0
5	Kontrollfläche	2	163	4	105	83	0
5	Kontrollfläche	2	175	1	105	83	0
5	Kontrollfläche	2	191	2	100	83	0

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
6	Probefläche	1	101	6	25	13	1
6	Probefläche	1	114	6	30	13	1
6	Probefläche	1	129	5	40	13	1
6	Probefläche	1	142	7	65	38	0
6	Probefläche	2	164	7	60	63	0
6	Probefläche	2	180	7	60	38	0
6	Probefläche	2	192	7	60	38	0
6	Kontrollfläche	1	101	5	35	83	0
6	Kontrollfläche	1	114	7	40	83	0
6	Kontrollfläche	1	129	5	80	95	0
6	Kontrollfläche	1	142	3	100	95	0
6	Kontrollfläche	2	164	3	90	95	0
6	Kontrollfläche	2	180	4	85	83	0
6	Kontrollfläche	2	192	3	85	83	0
7	Probefläche	1	102	5	60	13	0
7	Probefläche	1	114	4	50	13	0
7	Probefläche	1	130	4	60	63	0
7	Probefläche	1	143	0	70	63	0
7	Probefläche	2	166	0	30	63	0
7	Probefläche	2	180	0	40	63	0
7	Probefläche	2	193	0	40	63	0
7	Kontrollfläche	1	102	2	65	95	0
7	Kontrollfläche	1	114	3	100	95	0
7	Kontrollfläche	1	130	0	160	95	0
7	Kontrollfläche	1	143	0	160	95	0
7	Kontrollfläche	2	166	0	160	95	0
7	Kontrollfläche	2	180	0	150	95	0
7	Kontrollfläche	2	193	0	150	95	0
8	Probefläche	1	104	6	3	13	1
8	Probefläche	1	114	5	5	13	1
8	Probefläche	1	126	6	8	25	1
8	Probefläche	1	140	4	10	38	1
8	Probefläche	2	161	5	20	70	0
8	Probefläche	2	182	3	15	63	0
8	Probefläche	2	189	2	10	50	0

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
8	Kontrollfläche	1	104	8	30	38	1
8	Kontrollfläche	1	114	7	75	63	0
8	Kontrollfläche	1	126	6	80	68	0
8	Kontrollfläche	1	140	0	85	75	0
8	Kontrollfläche	2	161	2	95	90	0
8	Kontrollfläche	2	182	4	100	80	0
8	Kontrollfläche	2	189	2	100	75	0
9	Probefläche	1	102	4	0	0	1
9	Probefläche	1	118	6	5	13	1
9	Probefläche	1	132	6	13	25	1
9	Probefläche	1	146	4	20	38	1
9	Probefläche	2	160	4	40	50	0
9	Probefläche	2	170	4	60	63	0
9	Probefläche	2	185	4	90	38	0
9	Kontrollfläche	1	102	3	25	38	1
9	Kontrollfläche	1	118	5	75	38	0
9	Kontrollfläche	1	132	3	100	83	0
9	Kontrollfläche	1	146	4	100	63	0
9	Kontrollfläche	2	160	4	90	63	0
9	Kontrollfläche	2	170	1	90	83	0
9	Kontrollfläche	2	185	2	80	63	0
10	Probefläche	1	94	4	0	0	1
10	Probefläche	1	114	4	0	0	1
10	Probefläche	1	130	6	15	13	1
10	Probefläche	1	144	4	25	13	1
10	Probefläche	2	165	5	45	38	1
10	Probefläche	2	180	4	60	63	0
10	Probefläche	2	188	5	75	83	0
10	Kontrollfläche	1	94	3	10	13	1
10	Kontrollfläche	1	114	6	15	38	1
10	Kontrollfläche	1	130	7	25	83	0
10	Kontrollfläche	1	144	4	65	83	0
10	Kontrollfläche	2	165	4	80	83	0
10	Kontrollfläche	2	180	3	75	63	0
10	Kontrollfläche	2	188	2	75	63	0

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
11	Probefläche	1	101	6	1	13	1
11	Probefläche	1	110	4	0	0	1
11	Probefläche	1	127	4	6	13	1
11	Probefläche	1	141	4	13	25	1
11	Probefläche	2	162	1	25	63	0
11	Probefläche	2	176	1	33	88	0
11	Probefläche	2	190	0	35	88	0
11	Kontrollfläche	1	101	2	38	63	0
11	Kontrollfläche	1	110	2	60	63	0
11	Kontrollfläche	1	127	2	90	70	0
11	Kontrollfläche	1	141	1	125	83	0
11	Kontrollfläche	2	162	0	123	90	0
11	Kontrollfläche	2	176	0	120	95	0
11	Kontrollfläche	2	190	0	120	95	0
12	Probefläche	1	102	3	2	13	1
12	Probefläche	1	117	5	5	38	1
12	Probefläche	1	125	6	6	50	0
12	Probefläche	1	146	2	10	83	0
12	Probefläche	2	159	2	15	90	0
12	Probefläche	2	177	1	20	95	0
12	Probefläche	2	187	4	25	95	0
12	Kontrollfläche	1	102	2	50	85	0
12	Kontrollfläche	1	117	4	80	88	0
12	Kontrollfläche	1	125	4	100	90	0
12	Kontrollfläche	1	146	1	140	95	0
12	Kontrollfläche	2	159	1	150	95	0
12	Kontrollfläche	2	177	0	160	95	0
12	Kontrollfläche	2	187	0	160	95	0
13	Probefläche	1	99	11	10	38	1
13	Probefläche	1	120	10	15	38	1
13	Probefläche	1	136	9	25	63	0
13	Probefläche	1	150	13	35	63	0
13	Probefläche	2	161	8	50	83	0
13	Probefläche	2	176	6	75	83	0
13	Probefläche	2	190	7	85	83	0

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
13	Kontrollfläche	1	99	7	18	95	0
13	Kontrollfläche	1	120	7	70	95	0
13	Kontrollfläche	1	136	8	110	95	0
13	Kontrollfläche	1	150	5	110	95	0
13	Kontrollfläche	2	161	5	100	95	0
13	Kontrollfläche	2	176	3	100	95	0
13	Kontrollfläche	2	190	4	95	95	0
14	Probefläche	1	105	2	15	13	1
14	Probefläche	1	118	2	20	13	1
14	Probefläche	1	131	2	40	25	1
14	Probefläche	1	146	2	55	38	0
14	Probefläche	2	163	2	90	50	0
14	Probefläche	2	179	2	120	63	0
14	Probefläche	2	193	0	120	63	0
14	Kontrollfläche	1	105	1	80	78	0
14	Kontrollfläche	1	118	1	110	83	0
14	Kontrollfläche	1	131	1	135	90	0
14	Kontrollfläche	1	146	0	160	95	0
14	Kontrollfläche	2	163	0	155	95	0
14	Kontrollfläche	2	179	0	150	95	0
14	Kontrollfläche	2	193	0	150	95	0
15	Probefläche	1	106	2	5	13	1
15	Probefläche	1	119	2	5	13	1
15	Probefläche	1	132	3	5	13	1
15	Probefläche	1	147	3	10	13	1
15	Probefläche	2	164	2	30	25	1
15	Probefläche	2	181	3	50	38	0
15	Probefläche	2	194	2	110	83	0
15	Kontrollfläche	1	106	1	10	50	0
15	Kontrollfläche	1	119	1	20	63	0
15	Kontrollfläche	1	132	1	45	75	0
15	Kontrollfläche	1	147	0	65	83	0
15	Kontrollfläche	2	164	1	65	83	0
15	Kontrollfläche	2	181	2	65	83	0
15	Kontrollfläche	2	194	0	65	83	0

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
16	Probefläche	1	105	8	10	13	1
16	Probefläche	1	117	12	10	13	1
16	Probefläche	1	136	7	10	13	1
16	Probefläche	1	152	9	10	13	1
16	Probefläche	2	168	6	10	13	1
16	Probefläche	2	184	6	10	13	1
16	Probefläche	2	202	3	10	13	1
16	Kontrollfläche	1	105	8	20	83	0
16	Kontrollfläche	1	117	9	30	83	0
16	Kontrollfläche	1	136	7	60	83	0
16	Kontrollfläche	1	152	8	80	95	0
16	Kontrollfläche	2	168	5	100	95	0
16	Kontrollfläche	2	184	7	100	95	0
16	Kontrollfläche	2	202	3	100	95	0
17	Probefläche	1	106	6	0	0	1
17	Probefläche	1	114	6	0	0	1
17	Probefläche	1	128	10	0	0	1
17	Probefläche	1	147	3	15	13	1
17	Probefläche	2	163	4	25	38	1
17	Probefläche	2	182	6	40	38	1
17	Probefläche	2	196	2	50	38	0
17	Kontrollfläche	1	106	6	4	13	1
17	Kontrollfläche	1	114	3	12	38	1
17	Kontrollfläche	1	128	3	30	50	0
17	Kontrollfläche	1	147	4	135	83	0
17	Kontrollfläche	2	163	1	150	95	0
17	Kontrollfläche	2	182	2	130	95	0
17	Kontrollfläche	2	196	2	110	95	0
18	Probefläche	1	106	3	0	0	1
18	Probefläche	1	114	3	0	0	1
18	Probefläche	1	128	7	0	0	1
18	Probefläche	1	147	6	15	13	1
18	Probefläche	2	163	5	20	38	1
18	Probefläche	2	182	3	25	38	1
18	Probefläche	2	196	3	35	38	1

Tab. 50 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	DOY	TI	VEGH	VEGC	VEGHC
Erprobungs- fläche	Flächentyp	Brutzeit- raum	Tag im Jahr	Anzahl territorialer Individuen	Vegetations- höhe	Vegetations- dichte	Höhe-Dichte-Faktor der Vegetation
					cm	%	
18	Kontrollfläche	1	106	3	4	13	1
18	Kontrollfläche	1	114	1	8	38	1
18	Kontrollfläche	1	128	6	20	50	0
18	Kontrollfläche	1	147	5	40	83	0
18	Kontrollfläche	2	163	1	65	83	0
18	Kontrollfläche	2	182	2	75	63	0
18	Kontrollfläche	2	196	2	80	63	0
19	Probefläche	1	105	5	0	0	1
19	Probefläche	1	119	6	5	38	1
19	Probefläche	1	128	5	8	50	0
19	Probefläche	1	147	6	10	83	0
19	Probefläche	2	147	6	15	90	0
19	Probefläche	2	165	3	20	95	0
19	Probefläche	2	182	0	25	95	0
19	Kontrollfläche	1	105	4	12	38	1
19	Kontrollfläche	1	119	4	55	63	0
19	Kontrollfläche	1	128	2	90	83	0
19	Kontrollfläche	1	147	2	130	95	0
19	Kontrollfläche	2	147	2	150	95	0
19	Kontrollfläche	2	165	0	160	95	0
19	Kontrollfläche	2	182	0	160	95	0
20	Probefläche	1	105	5	5	13	1
20	Probefläche	1	115	7	55	38	0
20	Probefläche	1	128	5	105	38	0
20	Probefläche	1	137	3	140	38	0
20	Probefläche	2	160	0	140	38	0
20	Probefläche	2	174	0	140	38	0
20	Probefläche	2	187	0	140	38	0
20	Kontrollfläche	1	105	3	18	63	0
20	Kontrollfläche	1	115	0	65	83	0
20	Kontrollfläche	1	128	1	115	90	0
20	Kontrollfläche	1	137	1	150	95	0
20	Kontrollfläche	2	160	0	150	95	0
20	Kontrollfläche	2	174	0	150	95	0
20	Kontrollfläche	2	187	0	150	95	0

Tab. 51: Flächenübersicht zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen (Lage der Erprobungsflächen siehe [Abb. 54](#), S. 237; Rechts- und Hochwert beziehen sich auf die Flächenschwerpunkte; Region entsprechend der sächsischen Naturregionen (BASTIAN & SYRBE 2005); Erläuterungen zu den Variablen in [Tab. 24](#), S.69)

FIELD	TREATMENT	ALT	CROPTYPE	AREA	COMPACT	TLDENS	YEAR				
Erprobungsfläche	Flächentyp	Rechtswert	Hochwert	Höhe	Kulturart	Fläche	Kompaktheit	Fahrgassendichte	Fahrgassenanteil	Region	Jahr
		°	°	m ü. d. M.		ha		n je 100 m	%		
1	Probefläche	14,4450	51,3061	134	Wintergetreide	24,42	0,67	16,7	4,15	Heideland	2010
1	Kontrollfläche	14,4405	51,3045	134	Wintergetreide	15,13	0,51	5,6	3,25	Heideland	2010
2	Probefläche	12,3998	51,5195	101	Wintergetreide	20,45	0,72	6,7	3,90	Lössgefilde	2011
2	Kontrollfläche	12,3935	51,5178	101	Wintergetreide	41,97	0,18	3,3	1,94	Lössgefilde	2011
3	Probefläche	13,7560	51,2024	167	Wintergetreide	10,77	0,73	8,3	6,89	Lössgefilde	2011
3	Kontrollfläche	13,7553	51,2043	167	Wintergetreide	9,46	0,60	4,2	2,53	Lössgefilde	2011
4	Probefläche	12,3591	50,7759	295	Wintergetreide	12,61	0,49	6,7	3,94	Lössgefilde	2012
4	Kontrollfläche	12,3578	50,7775	295	Wintergetreide	17,66	0,53	3,3	1,93	Lössgefilde	2012
5	Probefläche	12,3892	50,7495	310	Wintergetreide	13,63	0,27	6,7	3,97	Lössgefilde	2012
5	Kontrollfläche	12,3889	50,7507	310	Wintergetreide	16,40	0,29	3,3	2,08	Lössgefilde	2012
6	Probefläche	12,4117	50,7607	318	Wintergetreide	10,13	0,48	6,7	4,22	Lössgefilde	2012
6	Kontrollfläche	12,4143	50,7598	318	Wintergetreide	16,01	0,35	3,3	2,24	Lössgefilde	2012
7	Probefläche	12,3945	51,5229	102	Wintergetreide	12,55	0,32	6,7	4,00	Lössgefilde	2012
7	Kontrollfläche	12,3926	51,5264	102	Wintergetreide	31,39	0,37	3,3	1,86	Lössgefilde	2012
8	Probefläche	13,7611	51,2038	164	Wintergetreide	10,12	0,46	16,7	8,41	Lössgefilde	2012
8	Kontrollfläche	13,7623	51,2060	164	Wintergetreide	9,88	0,55	4,2	2,39	Lössgefilde	2012
9	Probefläche	14,4701	51,2951	140	Wintergetreide	8,18	0,69	16,7	8,65	Heideland	2012
9	Kontrollfläche	14,4736	51,2929	140	Wintergetreide	11,17	0,67	5,6	3,28	Heideland	2012
10	Probefläche	12,3756	51,5315	98	Wintergetreide	22,50	0,41	7,4	3,34	Lössgefilde	2013
10	Kontrollfläche	12,3783	51,5325	98	Wintergetreide	22,50	0,40	3,7	2,10	Lössgefilde	2013

Tab. 52: Übersicht der nach Brutzeiträumen aggregierten Daten zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen (weitere Daten zur Erprobungsfläche siehe Tab. 51, S. 230; Erläuterungen zu den Variablen in Tab. 24, S. 69)

FIELD	TREATMENT	PERIOD	TD
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Territoriendichte
			Territorien je 10 ha
1	Probefläche	1	1,64
1	Kontrollfläche	1	1,98
1	Probefläche	2	1,64
1	Kontrollfläche	2	1,98
2	Probefläche	1	2,44
2	Kontrollfläche	1	3,34
2	Probefläche	2	1,47
2	Kontrollfläche	2	2,62
3	Probefläche	1	4,64
3	Kontrollfläche	1	4,23
3	Probefläche	2	5,57
3	Kontrollfläche	2	3,17
4	Probefläche	1	6,34
4	Kontrollfläche	1	2,27
4	Probefläche	2	5,55
4	Kontrollfläche	2	1,13
5	Probefläche	1	6,60
5	Kontrollfläche	1	2,44
5	Probefläche	2	6,60
5	Kontrollfläche	2	1,83
6	Probefläche	1	4,94
6	Kontrollfläche	1	2,50
6	Probefläche	2	2,96
6	Kontrollfläche	2	1,25
7	Probefläche	1	3,19
7	Kontrollfläche	1	2,23
7	Probefläche	2	3,19
7	Kontrollfläche	2	0,96
8	Probefläche	1	3,95
8	Kontrollfläche	1	1,01
8	Probefläche	2	5,93
8	Kontrollfläche	2	2,02

Tab. 52 fortgesetzt

FIELD	TREATMENT	PERIOD	TD
Erprobungsfläche	Flächentyp	Brutzeitraum	Territoriendichte
			Territorien je 10 ha
9	Probefläche	1	3,67
9	Kontrollfläche	1	2,69
9	Probefläche	2	0,00
9	Kontrollfläche	2	0,00
10	Probefläche	1	4,44
10	Kontrollfläche	1	3,11
10	Probefläche	2	2,67
10	Kontrollfläche	2	1,33

Tab. 53: Übersicht der Daten der Einzelbegehungen zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen (weitere Daten zur Erprobungsfläche siehe [Tab. 51](#), S. 230; Erläuterungen zu den Variablen in [Tab. 24](#), S. 69)

FIELD Erprobungsfläche	TREATMENT Flächentyp	PERIOD Brutzeitraum	DOY Tag im Jahr	TI Anzahl territorialer Individuen
1	Probefläche	1	103	3
1	Probefläche	1	119	6
1	Probefläche	1	137	4
1	Probefläche	2	162	4
1	Probefläche	2	175	3
1	Kontrollfläche	1	103	4
1	Kontrollfläche	1	119	3
1	Kontrollfläche	1	137	0
1	Kontrollfläche	2	162	2
1	Kontrollfläche	2	175	2
2	Probefläche	1	101	5
2	Probefläche	1	119	4
2	Probefläche	1	134	4
2	Probefläche	1	147	4
2	Probefläche	2	164	3
2	Probefläche	2	179	3
2	Probefläche	2	194	2
2	Kontrollfläche	1	101	13
2	Kontrollfläche	1	119	13
2	Kontrollfläche	1	134	14
2	Kontrollfläche	1	147	12
2	Kontrollfläche	2	164	11
2	Kontrollfläche	2	179	12
2	Kontrollfläche	2	194	10
3	Probefläche	1	105	4
3	Probefläche	1	124	5
3	Probefläche	1	147	6
3	Probefläche	2	161	4
3	Probefläche	2	180	4
3	Probefläche	2	188	6
3	Kontrollfläche	1	105	3
3	Kontrollfläche	1	124	4
3	Kontrollfläche	1	147	3
3	Kontrollfläche	2	161	4
3	Kontrollfläche	2	180	1
3	Kontrollfläche	2	188	4

Tab. 53 fortgesetzt

FIELD Erprobungsfläche	TREATMENT Flächentyp	PERIOD Brutzeitraum	DOY Tag im Jahr	TI Anzahl territorialer Individuen
4	Probefläche	1	97	6
4	Probefläche	1	108	8
4	Probefläche	1	122	6
4	Probefläche	1	143	6
4	Probefläche	2	160	8
4	Probefläche	2	174	8
4	Probefläche	2	187	7
4	Kontrollfläche	1	97	2
4	Kontrollfläche	1	108	3
4	Kontrollfläche	1	122	4
4	Kontrollfläche	1	143	5
4	Kontrollfläche	2	160	3
4	Kontrollfläche	2	174	2
4	Kontrollfläche	2	187	1
5	Probefläche	1	93	5
5	Probefläche	1	109	8
5	Probefläche	1	123	8
5	Probefläche	1	146	8
5	Probefläche	2	159	7
5	Probefläche	2	171	8
5	Probefläche	2	186	8
5	Kontrollfläche	1	93	3
5	Kontrollfläche	1	109	4
5	Kontrollfläche	1	123	6
5	Kontrollfläche	1	146	0
5	Kontrollfläche	2	159	2
5	Kontrollfläche	2	171	3
5	Kontrollfläche	2	186	2
6	Probefläche	1	105	5
6	Probefläche	1	115	4
6	Probefläche	1	132	5
6	Probefläche	1	145	2
6	Probefläche	2	163	3
6	Probefläche	2	175	3
6	Probefläche	2	191	3

Tab. 53 fortgesetzt

FIELD Erprobungsfläche	TREATMENT Flächentyp	PERIOD Brutzeitraum	DOY Tag im Jahr	TI Anzahl territorialer Individuen
6	Kontrollfläche	1	105	4
6	Kontrollfläche	1	115	2
6	Kontrollfläche	1	132	4
6	Kontrollfläche	1	145	2
6	Kontrollfläche	2	163	4
6	Kontrollfläche	2	175	1
6	Kontrollfläche	2	191	2
7	Probefläche	1	101	4
7	Probefläche	1	114	4
7	Probefläche	1	129	3
7	Probefläche	1	142	2
7	Probefläche	2	164	4
7	Probefläche	2	180	3
7	Probefläche	2	192	0
7	Kontrollfläche	1	101	5
7	Kontrollfläche	1	114	7
7	Kontrollfläche	1	129	5
7	Kontrollfläche	1	142	3
7	Kontrollfläche	2	164	3
7	Kontrollfläche	2	180	4
7	Kontrollfläche	2	192	0
8	Probefläche	1	105	3
8	Probefläche	1	119	5
8	Probefläche	1	131	4
8	Probefläche	1	140	2
8	Probefläche	2	162	4
8	Probefläche	2	176	5
8	Probefläche	2	190	6
8	Kontrollfläche	1	105	1
8	Kontrollfläche	1	119	1
8	Kontrollfläche	1	131	1
8	Kontrollfläche	1	140	1
8	Kontrollfläche	2	162	1
8	Kontrollfläche	2	176	2
8	Kontrollfläche	2	190	1

Tab. 53 fortgesetzt

FIELD Erprobungsfläche	TREATMENT Flächentyp	PERIOD Brutzeitraum	DOY Tag im Jahr	TI Anzahl territorialer Individuen
9	Probefläche	1	102	3
9	Probefläche	1	115	1
9	Probefläche	1	125	3
9	Probefläche	1	146	0
9	Probefläche	2	159	0
9	Probefläche	2	181	0
9	Probefläche	2	192	1
9	Kontrollfläche	1	102	3
9	Kontrollfläche	1	115	2
9	Kontrollfläche	1	125	2
9	Kontrollfläche	1	146	0
9	Kontrollfläche	2	159	0
9	Kontrollfläche	2	181	0
9	Kontrollfläche	2	192	0
10	Probefläche	1	106	9
10	Probefläche	1	119	7
10	Probefläche	1	128	13
10	Probefläche	1	148	9
10	Probefläche	2	157	5
10	Probefläche	2	183	8
10	Probefläche	2	196	6
10	Kontrollfläche	1	106	7
10	Kontrollfläche	1	119	7
10	Kontrollfläche	1	128	6
10	Kontrollfläche	1	148	6
10	Kontrollfläche	2	157	3
10	Kontrollfläche	2	183	5
10	Kontrollfläche	2	196	4

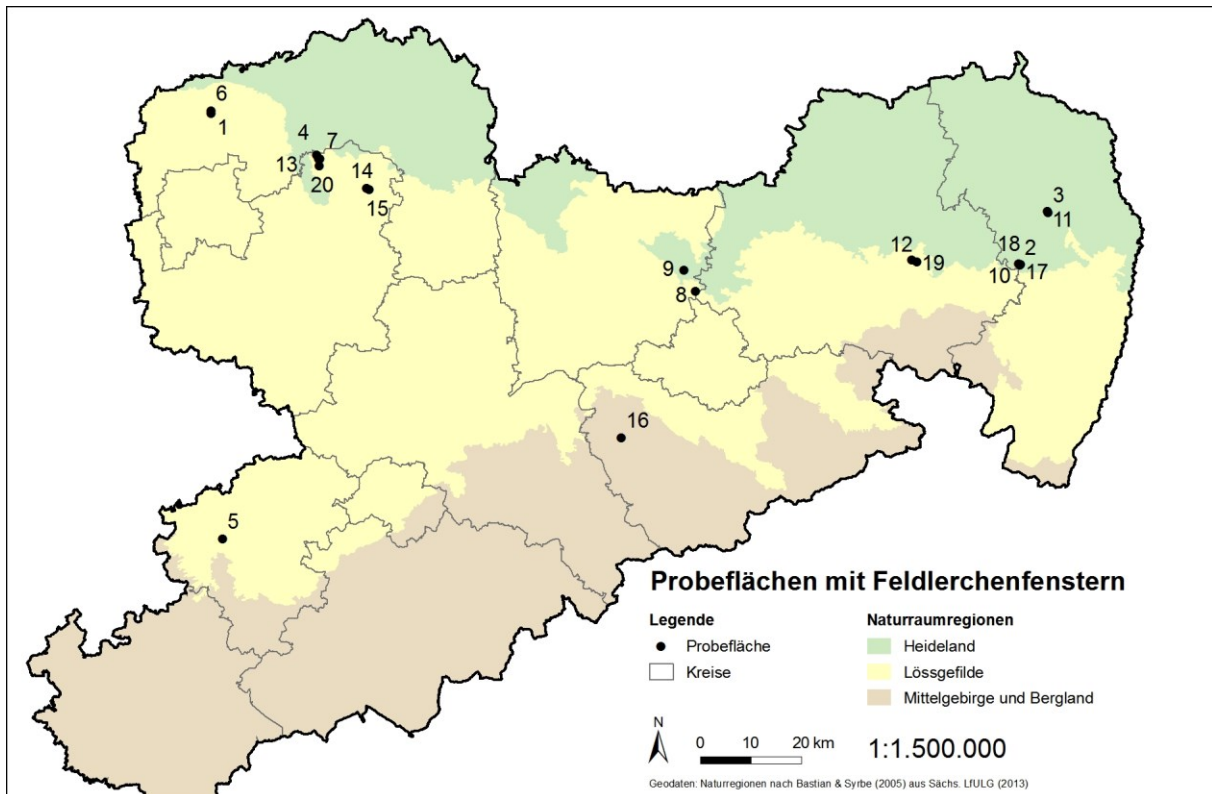


Abb. 53: Karte der Probeflächen mit Feldlerchenfenstern

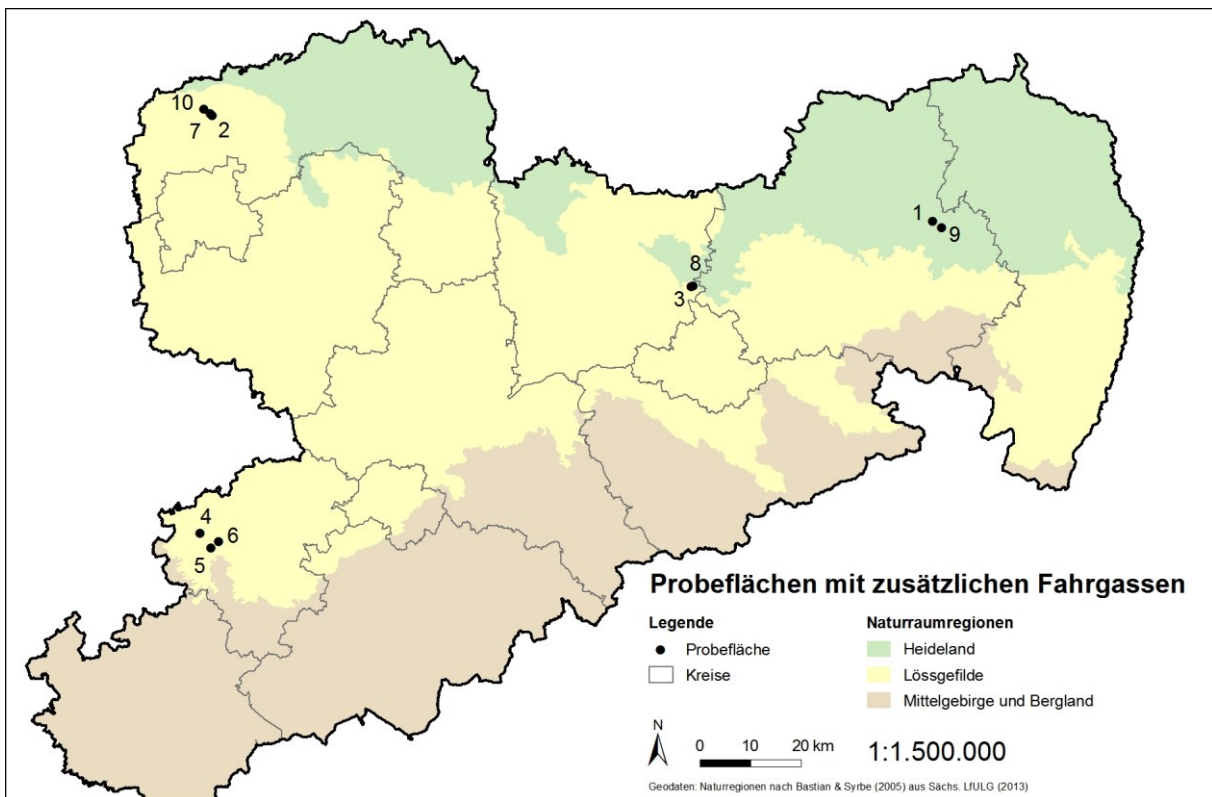


Abb. 54: Karte der Probeflächen mit zusätzlichen Fahrgassen

Anhang 8.2 Studie 2 – Kiebitzinseln

Tab. 54: Flächenübersicht zur Untersuchung der Kiebitzinseln (Lage der Erprobungsflächen siehe Abb. 55, S. 250; Rechts- und Hochwert beziehen sich auf die Flächenschwerpunkte)

ID	Rechtswert °	Hochwert °	Höhe m ü. d. M.	ID	Rechtswert °	Hochwert °	Höhe m ü. d. M.
1	12,3557	50,7717	292	35	14,7817	51,2296	179
2	14,6591	51,2938	143	36	14,7898	51,2186	171
3	13,6968	51,1942	166	37	14,6805	51,1984	197
4	13,6845	51,2029	174	38	13,9322	51,1273	246
5	13,7481	51,1955	162	39	14,6593	51,2933	143
6	13,7697	51,1856	179	40	13,7167	51,1773	159
7	13,7326	51,1324	187	41	13,6842	51,2023	174
8	14,6805	51,1984	197	42	13,7489	51,1967	161
9	12,3787	51,5467	91	43	13,7697	51,1855	178
10	14,4652	51,2255	156	44	13,7486	51,1612	185
11	14,6591	51,2938	143	45	14,7557	51,2168	187
12	13,7168	51,1773	159	46	14,7912	51,2313	172
13	13,7704	51,1853	179	47	14,8325	51,2694	170
14	14,8326	51,2694	170	48	14,7901	51,2185	171
15	14,6805	51,1984	197	49	14,6806	51,1984	197
16	14,7508	51,2960	155	50	14,4631	51,2268	156
17	12,4347	51,5533	90	51	14,6593	51,2933	143
18	13,6842	51,2022	173	52	14,6007	51,3296	136
19	14,7575	51,2184	185	53	14,5720	51,3342	134
20	14,7558	51,2162	189	54	13,7253	51,1809	160
21	14,7528	51,2227	190	55	13,7486	51,1612	185
22	14,7809	51,2291	177	56	14,7560	51,2169	186
23	14,8425	51,2658	180	57	14,7908	51,2324	167
24	14,8325	51,2694	170	58	14,8425	51,2658	180
25	14,6805	51,1984	197	59	14,8326	51,2694	170
26	13,6820	51,2778	129	60	14,7359	51,2134	192
27	14,4631	51,2268	155	61	14,7535	51,3237	150
28	14,6593	51,2933	143	62	12,3425	50,7935	324
29	13,6842	51,2023	174	63	14,6632	51,2903	145
30	13,7698	51,1855	179	64	13,7112	51,1833	159
31	13,7483	51,1613	185	65	13,6854	51,1992	172
32	14,7595	51,2176	184	66	13,7246	51,1798	158
33	14,7578	51,2170	182	67	13,7700	51,1598	197
34	14,7542	51,2230	188	68	13,7312	51,1420	195

Tab. 54 fortgesetzt

ID	Rechtswert °	Hochwert °	Höhe m ü. d. M.	ID	Rechtswert °	Hochwert °	Höhe m ü. d. M.
69	14,6766	51,2178	199	106	14,7594	51,2180	182
70	12,4070	51,5320	94	107	14,7982	51,2257	170
71	14,4634	51,2282	155	108	14,8353	51,2681	172
72	14,6622	51,2883	148	109	14,7856	51,2183	170
73	13,7512	51,1681	178	110	14,7022	51,2049	193
74	13,7496	51,1965	162	111	14,4679	51,2323	158
75	14,8394	51,2693	173	112	14,6632	51,2903	145
76	14,6766	51,2178	199	113	14,5908	51,3400	133
77	14,7375	51,3108	151	114	14,5682	51,3341	135
78	12,4037	51,5408	94	115	13,7167	51,1776	158
79	13,6877	51,1970	170	116	13,7512	51,1681	178
80	14,7899	51,2191	172	117	14,7547	51,2231	188
81	14,7512	51,2165	193	118	14,7998	51,2402	164
82	14,7911	51,2319	170	119	14,8485	51,2644	183
83	14,7982	51,2257	170	120	14,8353	51,2681	172
84	14,8485	51,2644	183	121	14,7316	51,2080	194
85	14,8353	51,2681	172	122	14,7375	51,3108	151
86	14,6843	51,1993	198				
87	13,6870	51,2779	130				
88	14,4634	51,2282	155				
89	14,6632	51,2903	145				
90	13,6877	51,1970	170				
91	13,7512	51,1681	178				
92	13,7749	51,1461	209				
93	14,7512	51,2165	193				
94	14,7350	51,2135	193				
95	14,7602	51,2216	182				
96	14,7908	51,2333	167				
97	14,7982	51,2257	170				
98	14,7022	51,2049	193				
99	13,9303	51,1276	248				
100	14,6622	51,2883	148				
101	13,7177	51,1746	158				
102	13,6870	51,2008	172				
103	13,7401	51,1839	170				
104	13,7693	51,1819	182				
105	13,7512	51,1681	178				

Tab. 55: Übersicht der Einflussfaktoren zur Untersuchung der Kiebitzinseln (weitere Daten zur Erprobungsfläche in Tab. 54, S. 238; Erläuterungen zu den Variablen in Tab. 34, S. 91)

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
	Jahre	ha			cm	cm							m			
1	0	0,50	0,68	stark	12	40	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	0	1	1	140	4	0,80	2010
2	2	2,93	0,52	stark	9	71	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	3	1	0	140	1	0,75	2010
3	2	2,09	0,69	stark	12	100	Winterraps	Kiebitzinsel	ja	2	1	0	175	2	0,73	2010
4	2	4,56	0,50	gering	5	30	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	0	485	2	0,76	2010
5	2	0,45	0,50	stark	10	130	Winterraps	Kiebitzinsel	ja	5	1	1	245	2	0,81	2010
6	0	1,15	0,50	gering	11	130	Winterraps	Kiebitzinsel	ja	0	0	0	135	2	0,69	2010
7	0	0,48	0,15	stark	7	65	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	0	1	1	95	2	0,20	2010
8	0	0,77	0,76	stark	10	38	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	0	1	1	230	1	0,00	2010
9	0	3,69	0,72	stark	20	40	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	0	1	1	245	3	0,00	2011
10	2	1,57	0,44	gering	8	35	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	5	1	0	120	1	0,13	2011
11	3	2,93	0,52	gering	8	48	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	1	0	140	1	0,67	2011
12	0	1,20	0,56	stark	7	55	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	0	1	0	125	2	0,69	2011
13	2	2,72	0,47	stark	7	40	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	2	1	0	90	2	0,80	2011
14	0	1,25	0,72	gering	13	40	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	1	0	235	1	0,00	2011
15	2	0,75	0,78	gering	8	35	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	0	1	0	230	1	0,00	2011
16	0	1,17	0,43	stark	20	63	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	0	1	1	235	1	0,75	2011
17	0	0,41	0,74	gering	15	80	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	0	1	1	160	3	0,00	2011
18	4	2,29	0,77	stark	10	30	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	6	1	0	475	2	0,72	2012

Tab. 55 fortgesetzt

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
	Jahre	ha			cm	cm							m			
19	2	2,34	0,31	gering	7	33	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	2	1	1	245	1	0,00	2012
20	2	1,10	0,37	gering	7	33	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	2	1	0	195	1	0,00	2012
21	2	1,90	0,41	gering	10	75	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	3	0	0	220	1	0,00	2012
22	0	4,31	0,74	stark	20	125	Winterraps	Kiebitzinsel	ja	2	1	1	175	1	0,00	2012
23	0	1,84	0,79	gering	15	70	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	5	0	0	405	1	0,00	2012
24	2	1,29	0,72	gering	15	70	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	5	0	0	200	1	0,00	2012
25	3	0,76	0,78	stark	14	75	Winterraps	Kiebitzinsel	nein	2	1	1	230	1	0,00	2012
26	0	2,42	0,71	gering	18	100	Winterraps	Kiebitzinsel	nein	0	1	0	200	2	0,00	2012
27	4	1,82	0,70	stark	5	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	0	245	1	0,00	2013
28	5	2,49	0,68	stark	10	55	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	1	150	1	0,93	2013
29	5	2,37	0,77	stark	10	15	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	1	470	2	0,73	2013
30	4	1,27	0,45	gering	5	15	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	1	1	125	2	0,74	2013
31	0	1,94	0,71	stark	10	100	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	0	195	2	0,78	2013
32	3	1,43	0,23	stark	12	60	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	3	1	1	370	1	0,00	2013
33	3	1,46	0,36	stark	12	60	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	3	1	1	290	1	0,00	2013
34	3	1,63	0,78	stark	12	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	2	1	1	230	1	0,00	2013
35	2	1,80	0,79	stark	15	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	3	1	1	220	1	0,00	2013
36	0	1,97	0,72	stark	12	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	1	1	1	145	1	0,00	2013
37	4	0,76	0,78	stark	15	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	1	1	1	230	1	0,00	2013

Tab. 55 fortgesetzt

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche ha	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren m	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
38	0	1,45	0,78	gering	8	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	5	1	1	90	2	0,77	2013
39	6	2,56	0,68	gering	10	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	0	150	1	0,82	2014
40	1	1,61	0,75	gering	50	100	Winterraps	Kiebitzinsel	nein	0	0	0	130	2	0,58	2014
41	6	2,23	0,80	stark	50	100	Winterraps	Kiebitzinsel	nein	6	0	0	475	2	0,62	2014
42	2	2,09	0,63	stark	20	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	6	0	0	300	2	0,78	2014
43	5	1,37	0,75	stark	60	100	Winterraps	Kiebitzinsel	nein	5	1	0	135	2	0,57	2014
44	2	2,00	0,69	stark	15	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	1	0	185	2	0,50	2014
45	4	2,41	0,65	stark	15	100	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	4	1	0	195	1	0,00	2014
46	1	2,09	0,70	stark	20	65	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	1	1	0	230	1	0,00	2014
47	4	1,27	0,73	stark	20	70	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	6	0	0	200	1	0,00	2014
48	2	2,06	0,74	stark	30	100	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	1	1	0	150	1	0,00	2014
49	5	0,76	0,78	stark	25	90	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	3	1	0	230	1	0,00	2014
50	6	1,85	0,71	gering	10	30	Wintergetreide	Kiebitzinsel	nein	6	1	0	245	1	0,00	2015
51	6	2,48	0,66	stark	15	60	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	1	0	150	1	0,00	2015
52	1	1,49	0,75	gering	20	45	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	0	0	220	1	0,00	2015
53	1	2,13	0,73	stark	20	40	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	2	1	1	150	1	0,00	2015
54	0	0,89	0,75	stark	15	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	5	1	1	125	2	0,00	2015
55	2	2,40	0,74	stark	15	60	Winterraps	Kiebitzinsel	ja	6	1	0	180	2	0,00	2015
56	4	2,12	0,59	gering	10	60	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	3	1	0	195	1	0,00	2015

Tab. 55 fortgesetzt

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche ha	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
	Jahre	ha			cm	cm							m			
57	2	2,04	0,76	stark	25	90	Winterraps	Kiebitzinsel	ja	3	1	1	205	1	0,00	2015
58	3	1,73	0,78	gering	15	50	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	6	0	0	405	1	0,00	2015
59	4	1,24	0,73	stark	25	100	Winterraps	Kiebitzinsel	nein	6	1	0	200	1	0,00	2015
60	1	1,80	0,54	stark	15	60	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	1	0	70	1	0,00	2015
61	3	2,22	0,86	gering	10	60	Wintergetreide	Kiebitzinsel	ja	4	0	0	100	1	0,00	2015
62	0	2,00	0,72	gering	15	35	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	200	4	1,00	2010
63	0	3,00	0,72	gering	4	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	1	0	130	1	0,92	2010
64	0	3,00	0,78	gering	10	120	Winterraps	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	175	2	0,88	2010
65	2	1,33	0,73	gering	5	30	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	6	1	0	145	2	0,81	2010
66	0	1,80	0,26	gering	6	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	3	1	0	105	2	0,80	2010
67	0	1,25	0,72	gering	8	120	Winterraps	Vergleichsfläche	ja	0	0	0	65	2	0,86	2010
68	0	2,50	0,66	gering	19	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	155	2	0,00	2010
69	0	0,75	0,78	gering	9	30	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	1	0	210	1	0,00	2010
70	0	2,50	0,76	gering	16	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	1	1	0	140	3	0,00	2011
71	2	2,20	0,79	gering	8	35	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	5	1	0	400	1	0,13	2011
72	0	1,70	0,70	gering	16	45	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	1	0	200	1	0,67	2011
73	2	3,00	0,30	gering	16	45	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	4	1	0	245	2	1,00	2011
74	3	0,90	0,64	stark	10	60	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	5	1	1	285	2	0,68	2011
75	0	3,50	0,37	gering	10	35	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	4	1	0	300	1	0,00	2011

Tab. 55 fortgesetzt

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche ha	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren m	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
76	0	0,75	0,78	gering	15	60	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	1	0	210	1	0,83	2011
77	0	1,00	0,77	gering	15	30	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	0	0	130	1	0,75	2011
78	0	2,50	0,75	gering	20	45	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	185	3	0,00	2011
79	0	0,50	0,76	gering	16	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	2	1	0	75	2	1,00	2012
80	0	2,00	0,78	gering	16	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	1	1	0	165	1	0,00	2012
81	0	2,50	0,74	gering	15	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	1	0	285	1	0,00	2012
82	1	3,00	0,75	gering	15	65	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	1	1	0	240	1	0,00	2012
83	0	2,00	0,53	gering	15	95	Winterraps	Vergleichsfläche	ja	0	1	0	55	1	0,00	2012
84	0	2,50	0,78	gering	15	68	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	5	0	0	270	1	0,00	2012
85	0	2,00	0,77	gering	15	68	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	5	0	0	260	1	0,00	2012
86	0	0,75	0,74	gering	15	75	Winterraps	Vergleichsfläche	nein	0	1	1	150	1	0,00	2012
87	0	2,00	0,77	gering	16	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	1	0	105	2	0,20	2012
88	4	2,20	0,79	stark	10	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	6	0	0	400	1	0,00	2013
89	0	3,00	0,72	gering	10	55	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	1	0	0	130	1	0,93	2013
90	0	0,50	0,76	stark	10	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	3	1	0	75	2	1,00	2013
91	1	3,00	0,30	gering	2	15	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	4	1	1	245	2	0,85	2013
92	5	1,25	0,80	gering	3	15	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	6	1	1	65	2	0,77	2013
93	0	2,50	0,74	gering	5	70	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	285	1	0,00	2013
94	0	0,40	0,72	stark	15	60	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	1	1	1	65	1	0,00	2013

Tab. 55 fortgesetzt

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche ha	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren m	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
95	1	1,50	0,67	gering	10	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	1	1	0	360	1	0,00	2013
96	1	3,00	0,73	gering	10	30	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	1	1	1	120	1	0,00	2013
97	0	2,00	0,53	gering	10	40	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	1	1	55	1	0,00	2013
98	0	0,30	0,77	stark	10	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	2	1	0	35	1	0,00	2013
99	0	0,75	0,77	gering	10	100	Winterraps	Vergleichsfläche	ja	5	1	0	45	2	0,91	2013
100	0	1,70	0,70	gering	20	85	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	200	1	0,82	2014
101	0	1,50	0,78	gering	45	120	Winterraps	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	100	2	0,55	2014
102	0	1,50	0,77	gering	50	100	Winterraps	Vergleichsfläche	nein	6	0	0	235	2	0,58	2014
103	0	1,75	0,78	gering	16	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	2	1	0	165	2	1,00	2014
104	0	1,50	0,72	gering	60	100	Winterraps	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	175	2	0,57	2014
105	1	3,00	0,30	gering	20	40	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	4	0	0	245	2	1,00	2014
106	4	2,00	0,69	gering	15	100	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	4	0	0	360	1	0,00	2014
107	0	2,00	0,53	gering	20	75	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	1	0	55	1	0,00	2014
108	0	2,00	0,77	gering	20	70	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	6	0	0	260	1	0,00	2014
109	0	0,50	0,79	stark	30	100	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	125	1	0,00	2014
110	0	0,30	0,77	stark	25	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	3	1	0	35	1	0,00	2014
111	0	1,25	0,78	gering	25	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	0	0	230	1	0,00	2015
112	0	3,00	0,72	gering	25	62	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	1	0	0	130	1	0,00	2015
113	0	1,50	0,73	gering	20	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	150	1	0,00	2015

Tab. 55 fortgesetzt

ID	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL	POP	VOLUNT	YEAR
	Alter der Fläche	Fläche	Kompakt- heit	Kontrast	Kultur- höhe Anfang April	Kultur- höhe Anfang Mai	Kulturart	Flächentyp	Vorhan- den- sein einer Nass- stelle	Brut- platz- tradi- tion	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang April	Höhe- Dichte- Faktor der Vegetation Anfang Mai	Distanz zu Vertikal- struktu- ren	lokale Popu- lation	Anteil Beobach- tungen externer Erfasser	Jahr
	Jahre	ha			cm	cm							m			
114	0	2,10	0,77	gering	25	60	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	0	0	110	1	0,00	2015
115	2	1,75	0,63	gering	15	45	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	1	0	0	125	2	0,00	2015
116	1	3,00	0,30	gering	30	100	Winterraps	Vergleichsfläche	ja	3	0	0	245	2	0,00	2015
117	3	3,00	0,48	stark	20	50	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	5	1	0	220	1	0,00	2015
118	0	3,00	0,78	gering	35	100	Winterraps	Vergleichsfläche	ja	1	0	0	155	1	0,00	2015
119	0	2,50	0,78	gering	15	45	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	6	0	0	270	1	0,00	2015
120	0	2,00	0,77	stark	25	100	Winterraps	Vergleichsfläche	ja	6	1	0	260	1	0,00	2015
121	0	1,25	0,72	gering	20	40	Wintergetreide	Vergleichsfläche	nein	0	1	0	85	1	0,00	2015
122	0	1,00	0,77	gering	20	40	Wintergetreide	Vergleichsfläche	ja	0	0	0	130	1	0,00	2015

Tab. 56: Übersicht der Kiebitzdaten zur Untersuchung der Kiebitzinseln (weitere Daten zur Erprobungsfläche in Tab. 54, S. 238; Erläuterungen zu den Variablen in Tab. 34, S. 91)

ID	LW_PRES Präsenz	LW_DISPL Balz	LW_TERR Territorium	LW_BREED Brut	LW_HATCH Schlupferfolg	LW_BP Anzahl BP	LW_BPHAT Anzahl BP mit Schlupferfolg
1	1	0	0	0	0	0	0
2	1	1	1	1	1	4	3
3	1	0	0	0	0	0	0
4	1	1	1	1	1	5	1
5	1	1	1	1	0	1	0
6	1	1	1	1	0	1	0
7	0	0	0	0	0	0	0
8	0	0	0	0	0	0	0
9	1	1	1	1	1	6	3
10	1	1	1	1	1	2	1
11	1	1	1	1	0	5	2
12	0	0	0	0	0	0	0
13	1	1	1	1	0	2	0
14	1	1	1	1	0	2	0
15	1	1	1	1	1	1	1
16	0	0	0	0	0	0	0
17	1	1	1	1	1	2	2
18	1	1	1	1	1	2	1
19	1	1	1	0	0	0	0
20	1	1	1	1	1	1	1
21	0	0	0	0	0	0	0
22	1	1	1	1	1	2	1
23	1	0	0	0	0	0	0
24	1	0	0	0	0	0	0
25	0	0	0	0	0	0	0
26	1	1	1	1	0	1	0
27	0	0	0	0	0	0	0
28	1	1	1	1	1	5	4
29	1	1	1	1	0	2	0
30	1	1	1	1	0	1	0
31	1	1	1	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0
33	1	1	0	0	0	0	0
34	1	1	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0
36	1	0	0	0	0	0	0

Tab. 56 fortgesetzt

ID	LW_PRES Präsenz	LW_DISPL Balz	LW_TERR Territorium	LW_BREED Brut	LW_HATCH Schlupferfolg	LW_BP Anzahl BP	LW_BPHAT Anzahl BP mit Schlupferfolg
37	0	0	0	0	0	0	0
38	1	1	1	1	0	2	1
39	1	0	0	0	0	0	0
40	1	0	0	0	0	0	0
41	1	1	1	1	0	3	0
42	1	1	1	1	0	1	0
43	0	0	0	0	0	0	0
44	1	1	1	1	1	6	6
45	0	0	0	0	0	0	0
46	1	1	1	1	0	1	0
47	0	0	0	0	0	0	0
48	0	0	0	0	0	0	0
49	0	0	0	0	0	0	0
50	1	1	1	1	0	1	0
51	1	1	1	1	0	2	0
52	1	0	0	0	0	0	0
53	0	0	0	0	0	0	0
54	0	0	0	0	0	0	0
55	1	1	1	1	0	3	0
56	0	0	0	0	0	0	0
57	1	1	1	0	0	0	0
58	0	0	0	0	0	0	0
59	1	1	1	0	0	0	0
60	0	0	0	0	0	0	0
61	0	0	0	0	0	0	0
62	1	0	0	0	0	0	0
63	0	0	0	0	0	0	0
64	0	0	0	0	0	0	0
65	1	1	1	1	1	3	1
66	1	0	0	0	0	0	0
67	0	0	0	0	0	0	0
68	0	0	0	0	0	0	0
69	1	0	0	0	0	0	0
70	0	0	0	0	0	0	0
71	1	1	1	1	1	2	2
72	0	0	0	0	0	0	0
73	1	0	0	0	0	0	0

Tab. 56 fortgesetzt

ID	LW_PRES Präsenz	LW_DISPL Balz	LW_TERR Territorium	LW_BREED Brut	LW_HATCH Schlupferfolg	LW_BP Anzahl BP	LW_BPHAT Anzahl BP mit Schlupferfolg
74	1	1	1	1	0	1	0
75	1	1	1	1	0	2	0
76	0	0	0	0	0	0	0
77	0	0	0	0	0	0	0
78	0	0	0	0	0	0	0
79	1	0	0	0	0	1	0
80	1	0	0	0	0	0	0
81	0	0	0	0	0	0	0
82	1	0	0	0	0	0	0
83	0	0	0	0	0	0	0
84	1	0	0	0	0	0	0
85	1	0	0	0	0	0	0
86	0	0	0	0	0	0	0
87	1	1	1	1	0	3	0
88	0	0	0	0	0	0	0
89	0	0	0	0	0	0	0
90	0	0	0	0	0	0	0
91	1	1	1	1	0	2	0
92	1	1	1	1	0	2	1
93	0	0	0	0	0	0	0
94	1	1	1	1	0	2	0
95	0	0	0	0	0	0	0
96	0	0	0	0	0	0	0
97	0	0	0	0	0	0	0
98	1	0	0	0	0	0	0
99	1	1	1	0	0	0	0
100	0	0	0	0	0	0	0
101	0	0	0	0	0	0	0
102	1	0	0	0	0	0	0
103	0	0	0	0	0	0	0
104	0	0	0	0	0	0	0
105	0	0	0	0	0	0	0
106	0	0	0	0	0	0	0
107	0	0	0	0	0	0	0
108	0	0	0	0	0	0	0
109	0	0	0	0	0	0	0
110	0	0	0	0	0	0	0

Tab. 56 fortgesetzt

ID	LW_PRES Präsenz	LW_DISPL Balz	LW_TERR Territorium	LW_BREED Brut	LW_HATCH Schlupferfolg	LW_BP Anzahl BP	LW_BPHAT Anzahl BP mit Schlupferfolg
111	1	0	0	0	0	0	0
112	0	0	0	0	0	0	0
113	0	0	0	0	0	0	0
114	0	0	0	0	0	0	0
115	0	0	0	0	0	0	0
116	0	0	0	0	0	0	0
117	0	0	0	0	0	0	0
118	0	0	0	0	0	0	0
119	1	0	0	0	0	0	0
120	1	1	1	1	0	1	0
121	0	0	0	0	0	0	0
122	0	0	0	0	0	0	0

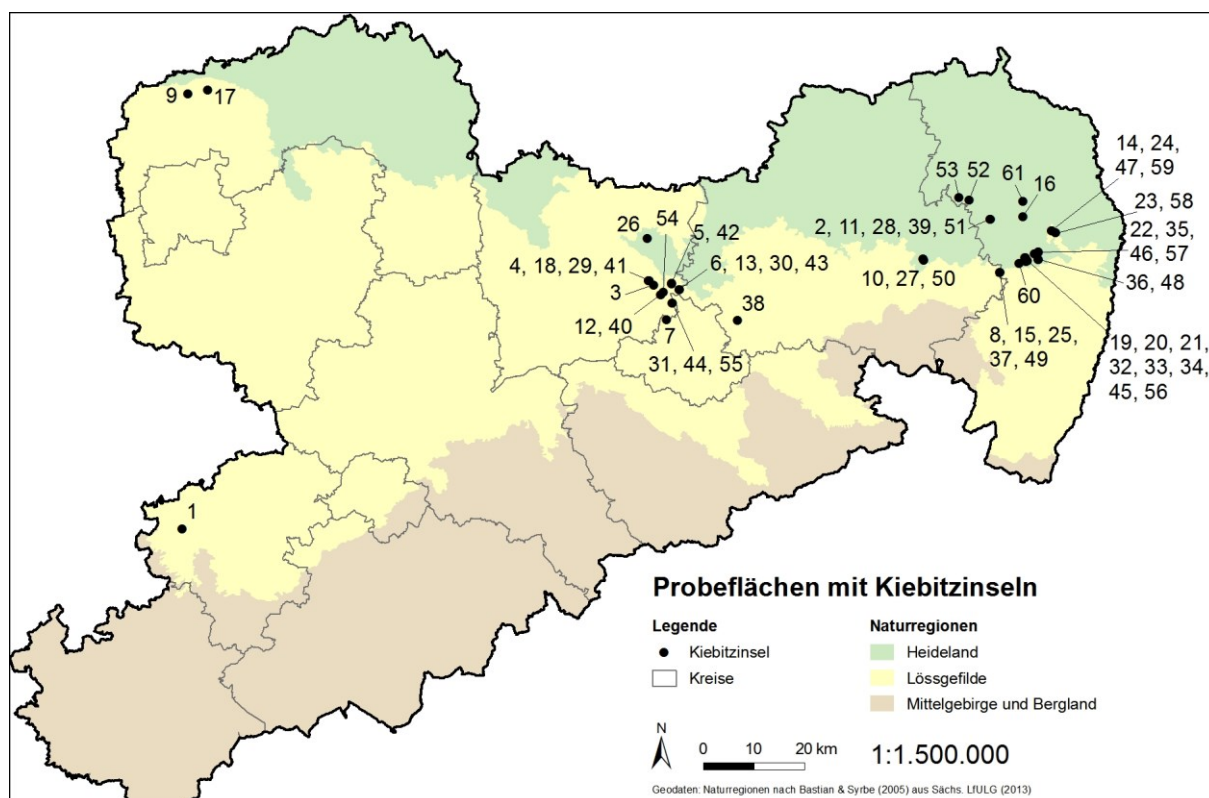


Abb. 55: Karte der Probeflächen mit Kiebitzinseln

Anhang 9 Ausgewählte R-Skripte, Modellübersichten und Plots

Anhang 9.1 R-Skript für Korrelationsplots nach ZUUR et al. 2009

```
#Corrplots
```

```
#Functions, by Zuur et al. 2009, downloaded from http://www.highstat.com/Book2/HighstatLibV6.R  
#the cor function calculates Spearman's R
```

```
panel.cor <- function(x, y, digits=1, prefix="", cex.cor = 6)  
{  
  usr <- par("usr"); on.exit(par(usr))  
  par(usr = c(0, 1, 0, 1))  
  r1=cor(x,y,use="pairwise.complete.obs", method = c("spearman"))  
  r <- abs(cor(x, y,use="pairwise.complete.obs", method = c("spearman")))  
  txt <- format(c(r1, 0.123456789), digits=digits)[1]  
  txt <- paste(prefix, txt, sep="")  
  if(missing(cex.cor)) { cex <- 0.9/strwidth(txt) } else {  
    cex = cex.cor}  
  text(0.5, 0.5, txt, cex = cex * r)  
}
```

```
panel.smooth2=function (x, y, col = par("col"), bg = NA, pch = par("pch"), cex = 1, col.smooth = "black", span =  
2/3, iter = 3, ...)  
{  
  points(x, y, pch = pch, col = col, bg = bg, cex = cex)  
  ok <- is.finite(x) & is.finite(y)  
  if (any(ok))  
    lines(stats::lowess(x[ok], y[ok], f = span, iter = iter),  
          col = 1, ...)  
}
```

```
panel.hist <- function(x, ...)  
{  
  usr <- par("usr"); on.exit(par(usr))  
  par(usr = c(usr[1:2], 0, 1.5) )  
  h <- hist(x, plot = FALSE)  
  breaks <- h$breaks; nB <- length(breaks)  
  y <- h$counts; y <- y/max(y)  
  rect(breaks[-nB], 0, breaks[-1], y, col="white", ...)  
}
```

Anhang 9.2 Korrelationsplots

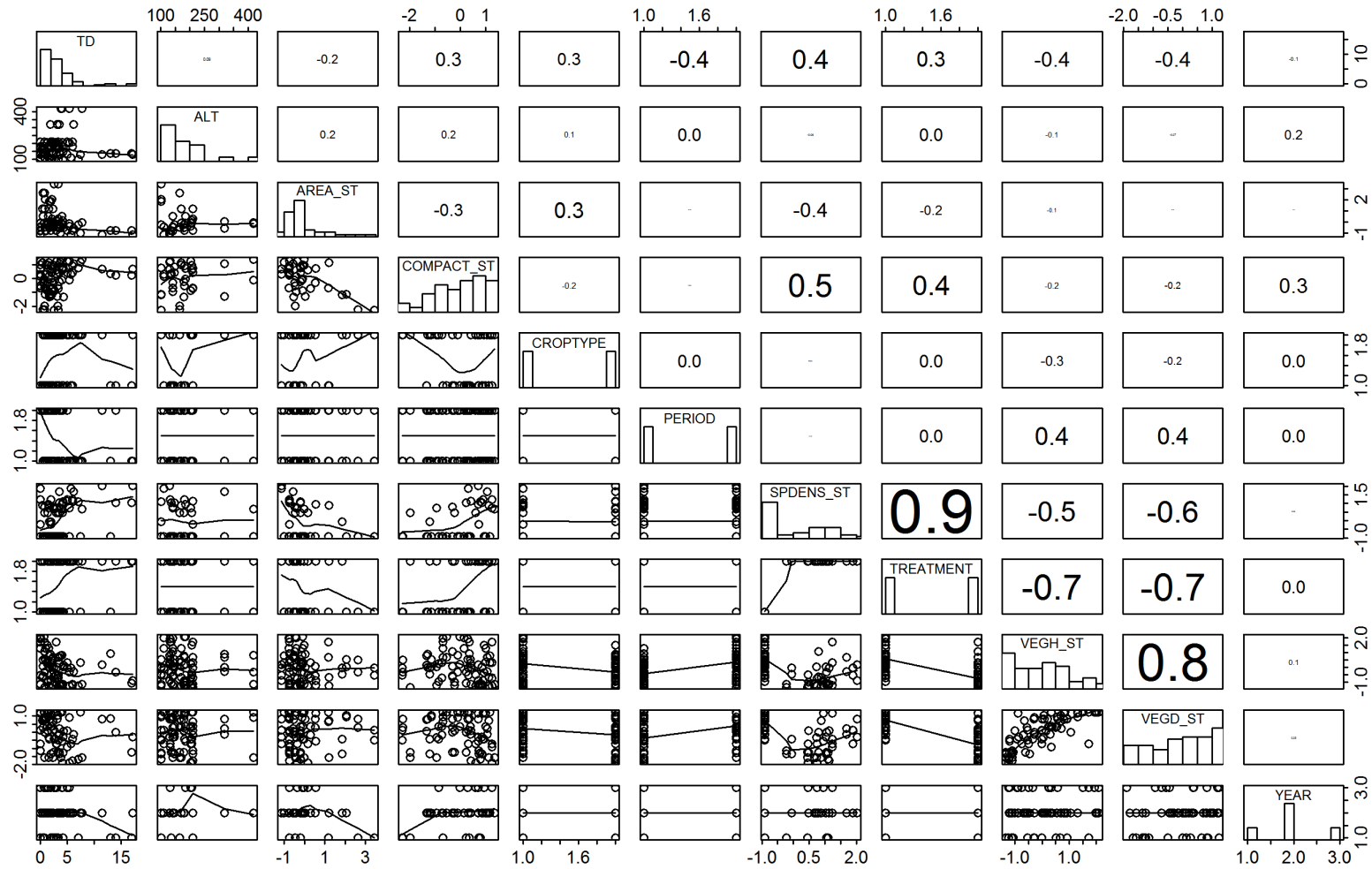


Abb. 56: Korrelationsplot für die Variablen des Modells SP-CP-TD_full

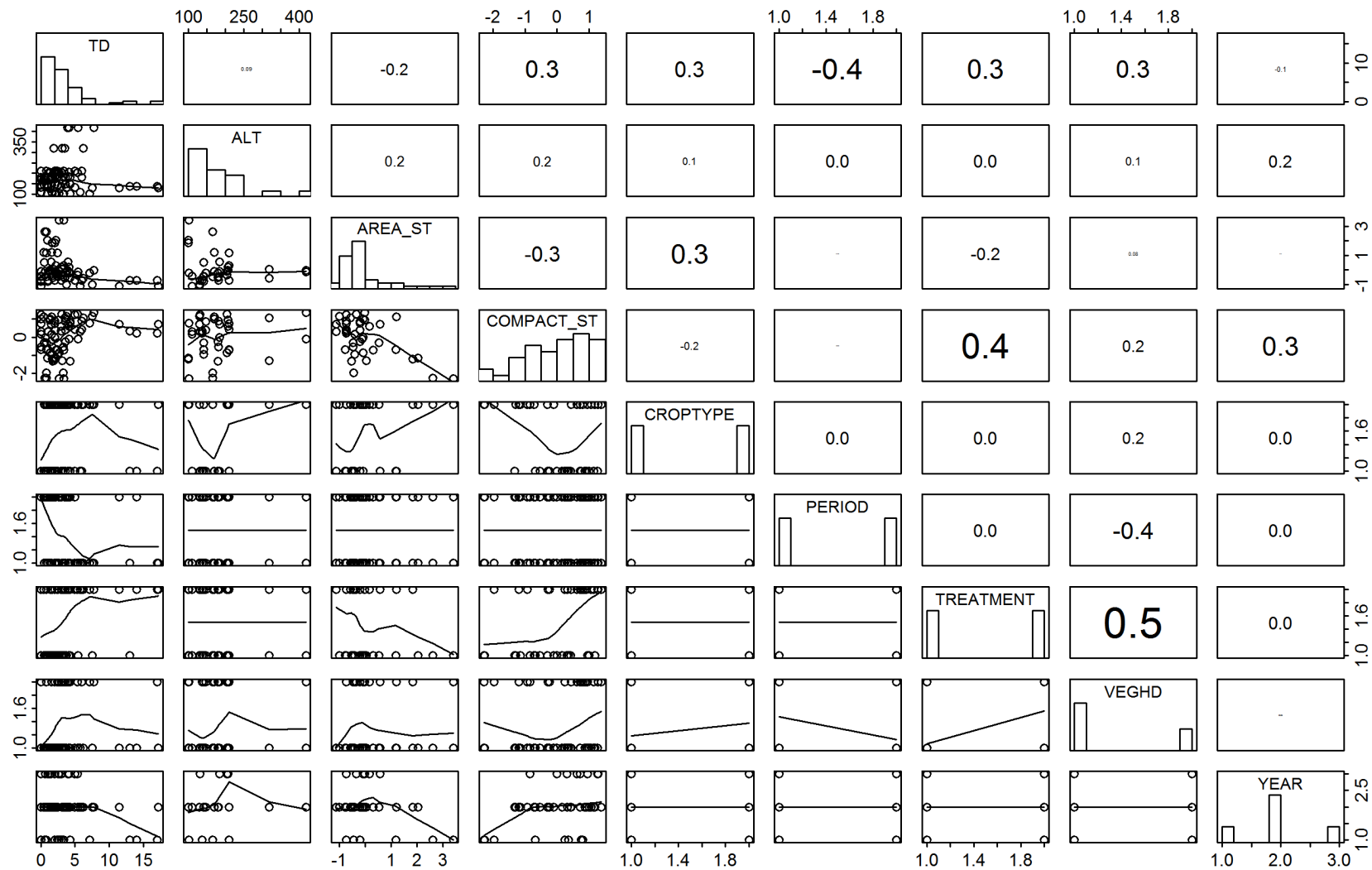


Abb. 57: Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCP-TD nach der Reduktion um korrelierte Variablen

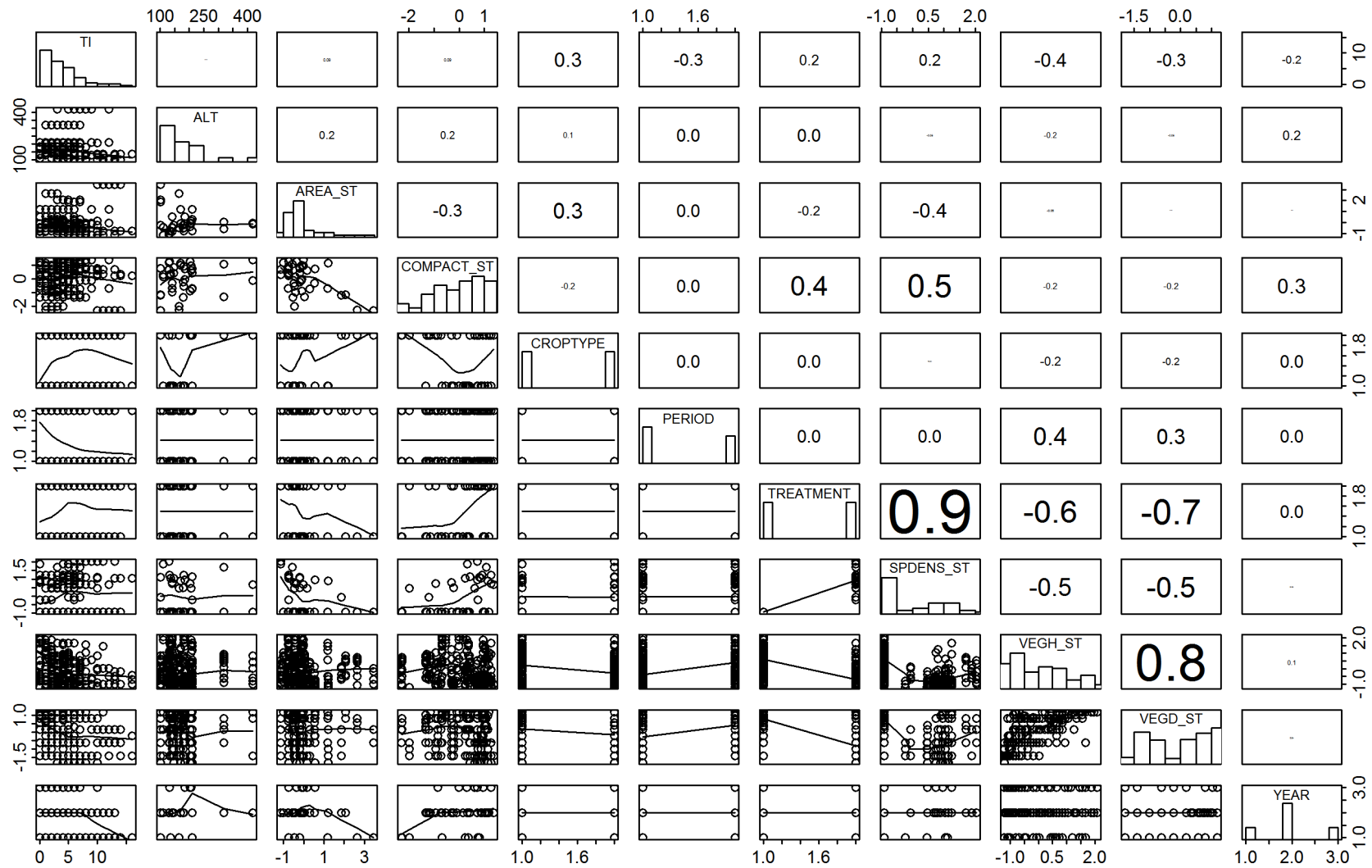


Abb. 58: Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCPi-TI_full

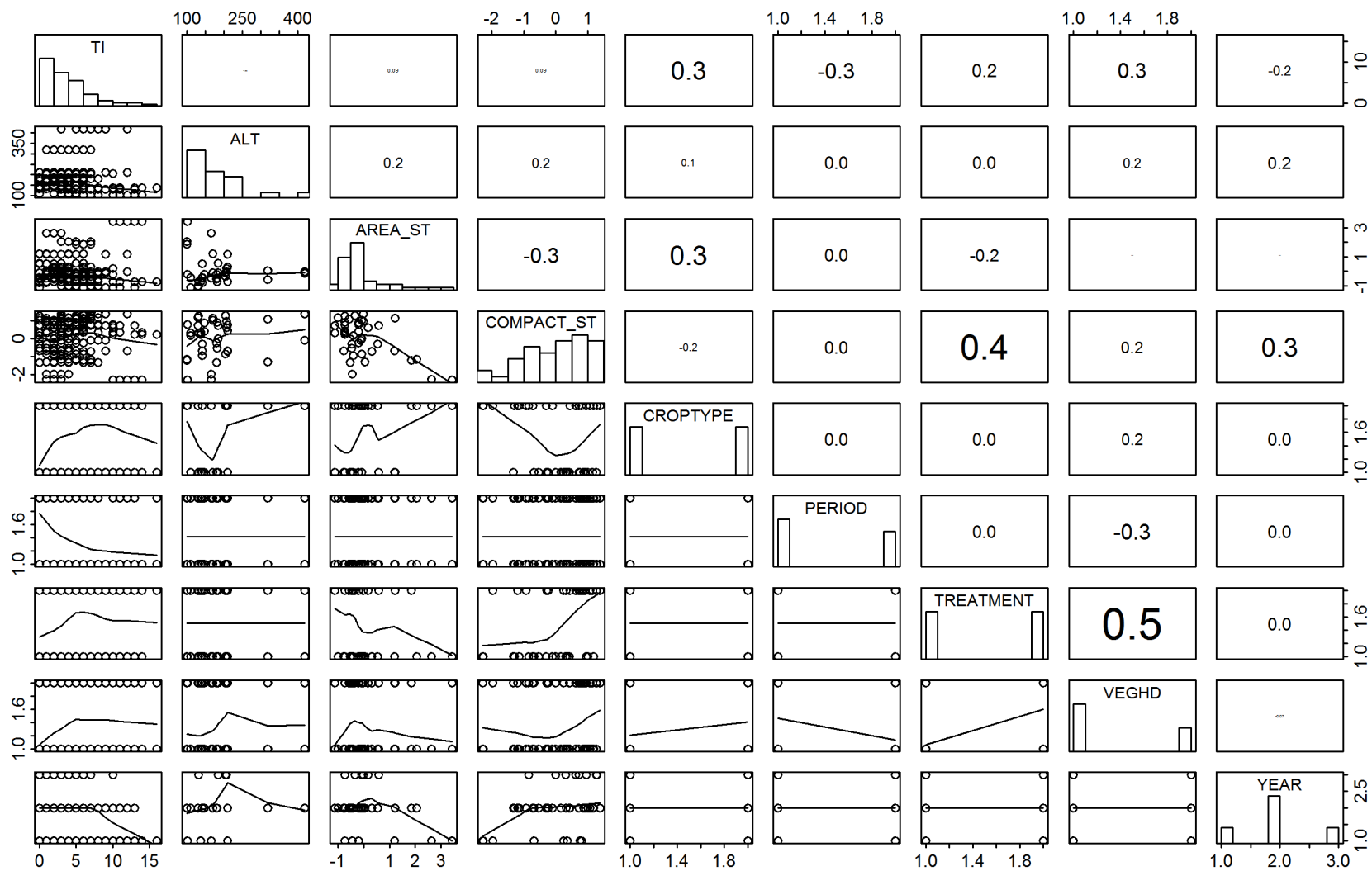


Abb. 59: Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPCP-TD nach der Reduktion um korrelierte Variablen

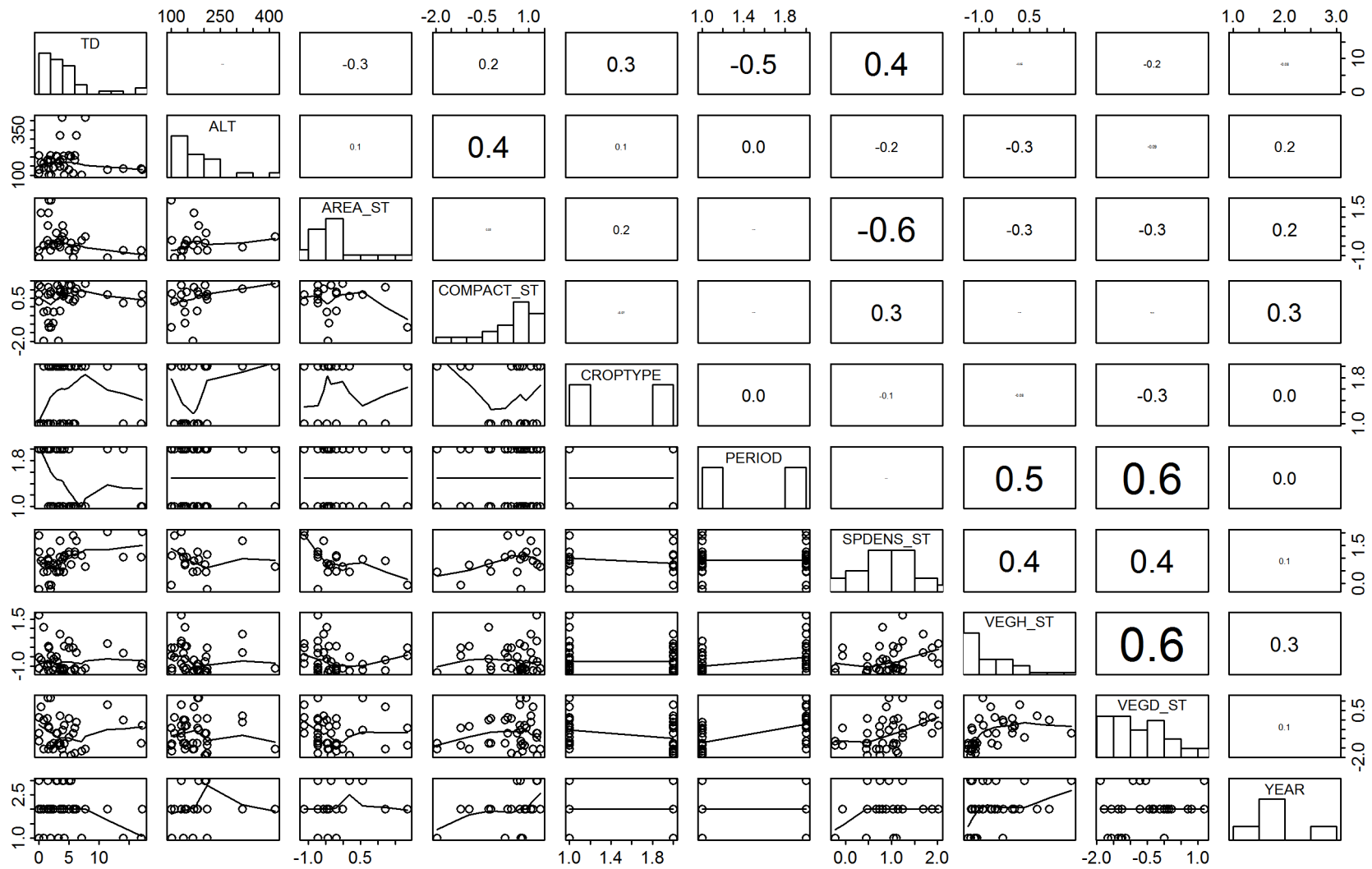


Abb. 60: Korrelationsplot für die Variablen des Modells SP-TD

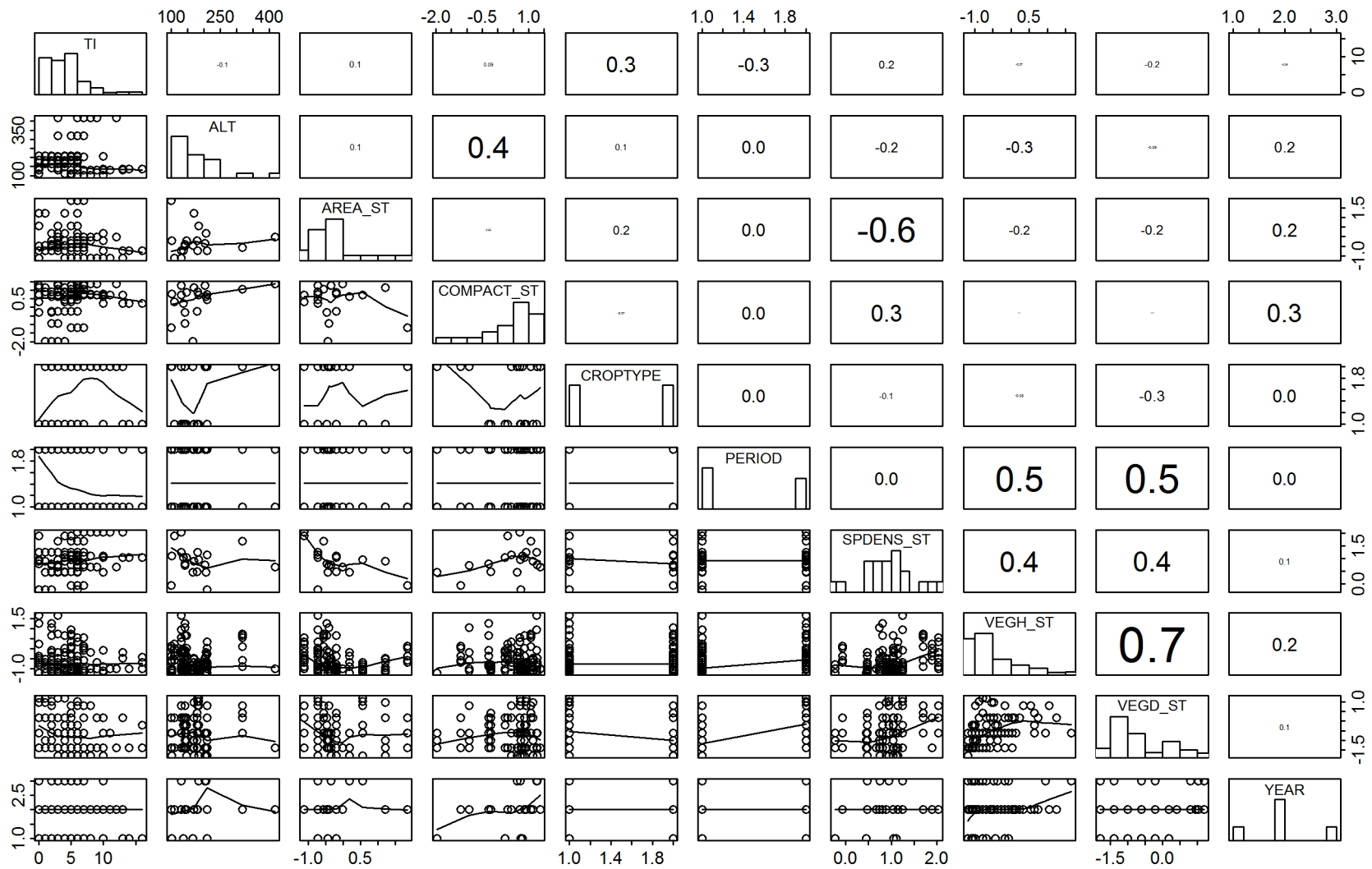


Abb. 61: Korrelationsplot für die Variablen des Modells SPI-TI

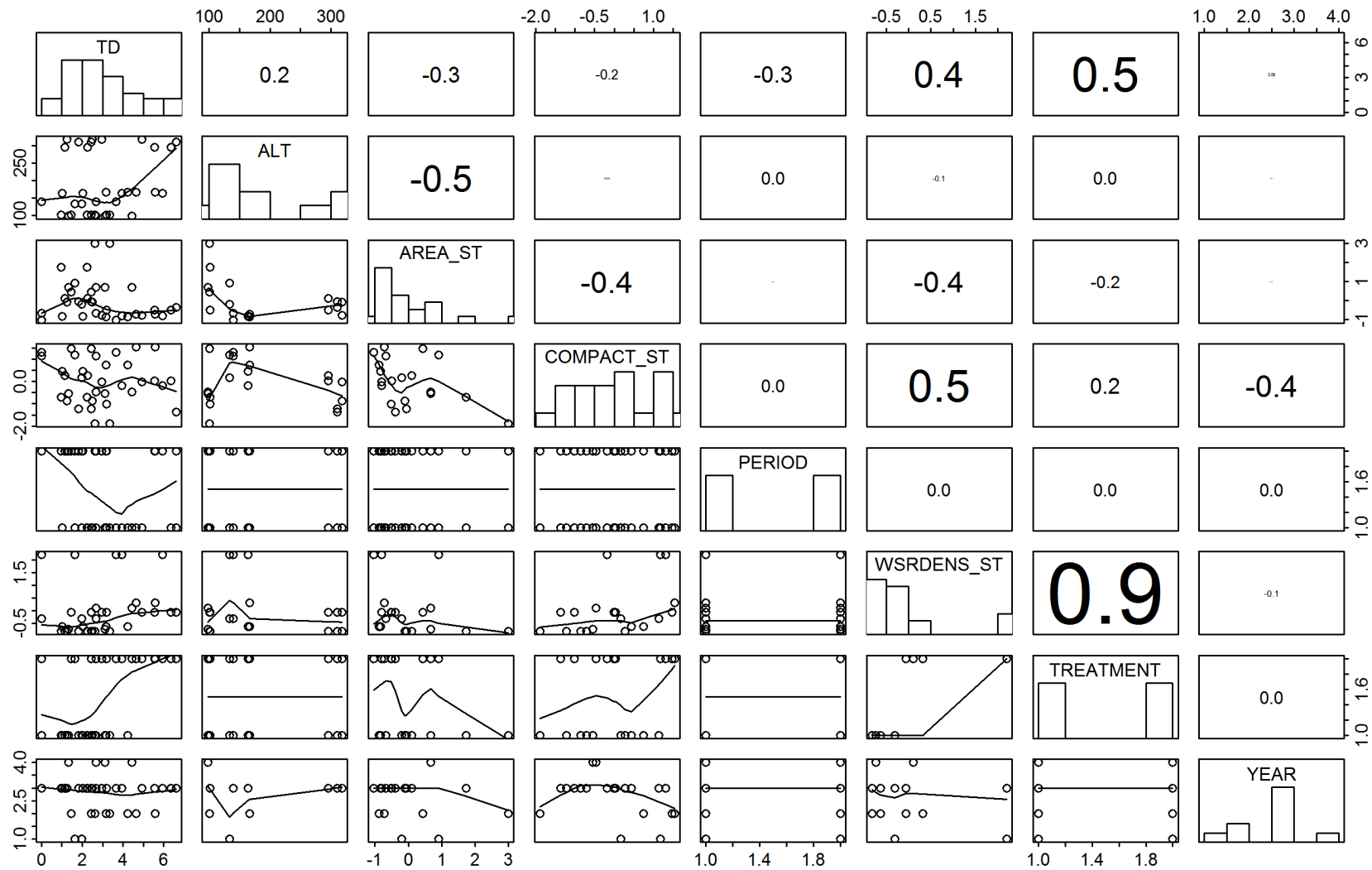


Abb. 62: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCP-TD_full

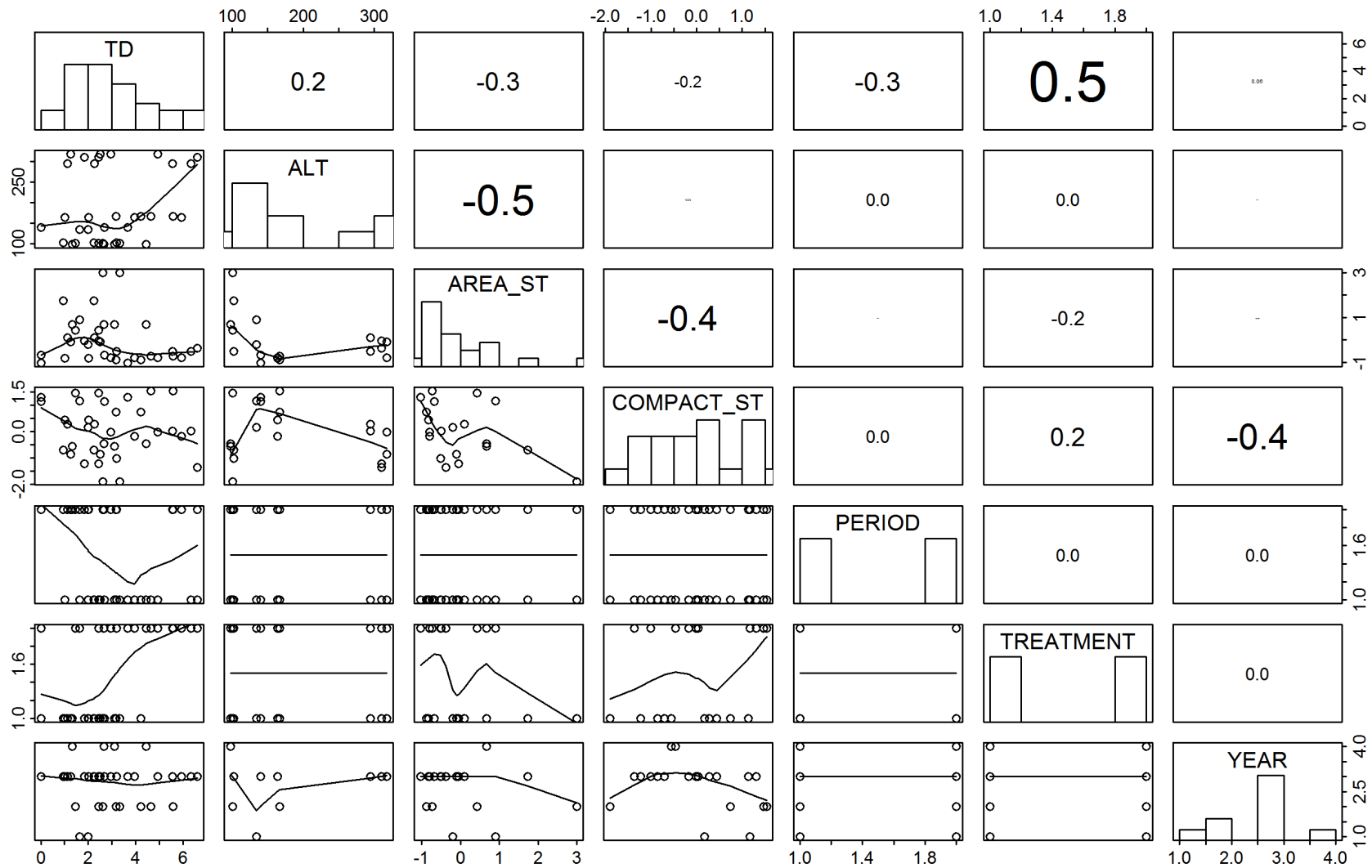


Abb. 63: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATPC-TD nach der Reduktion um korrelierte Variablen

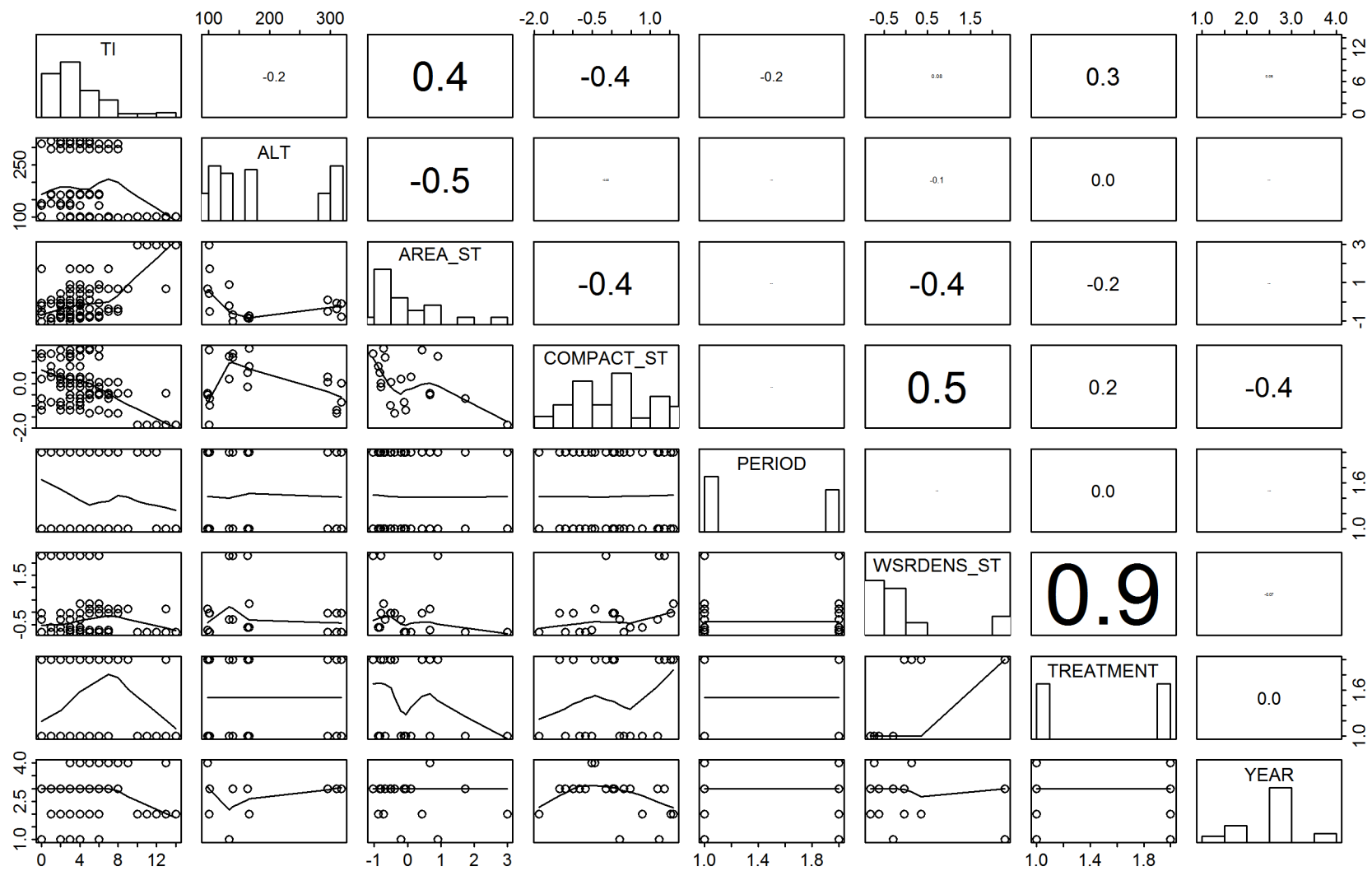


Abb. 64: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCPi-TI_full

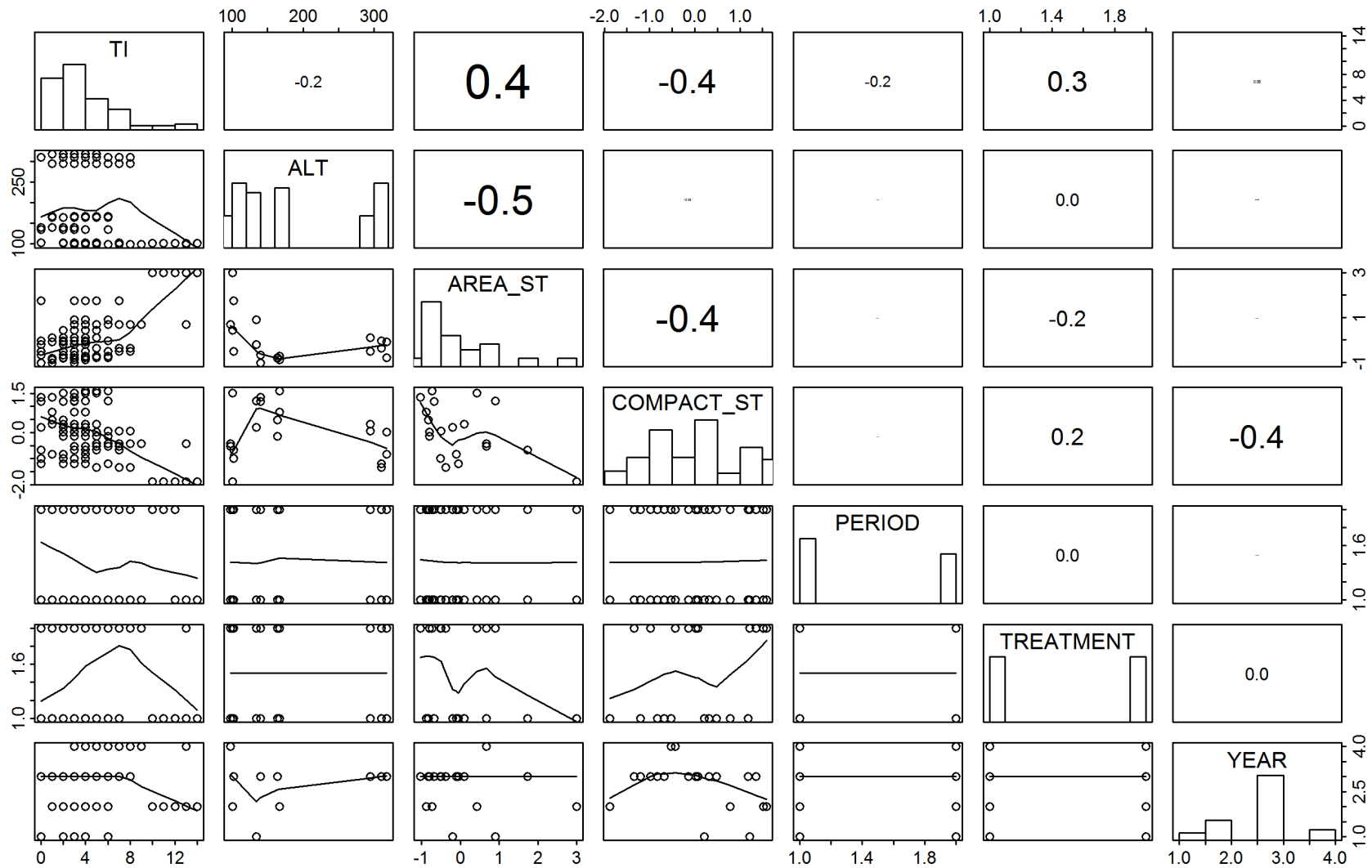


Abb. 65: Korrelationsplot für die Variablen des Modells ATCPI-TI nach der Reduktion um korrelierte Variablen

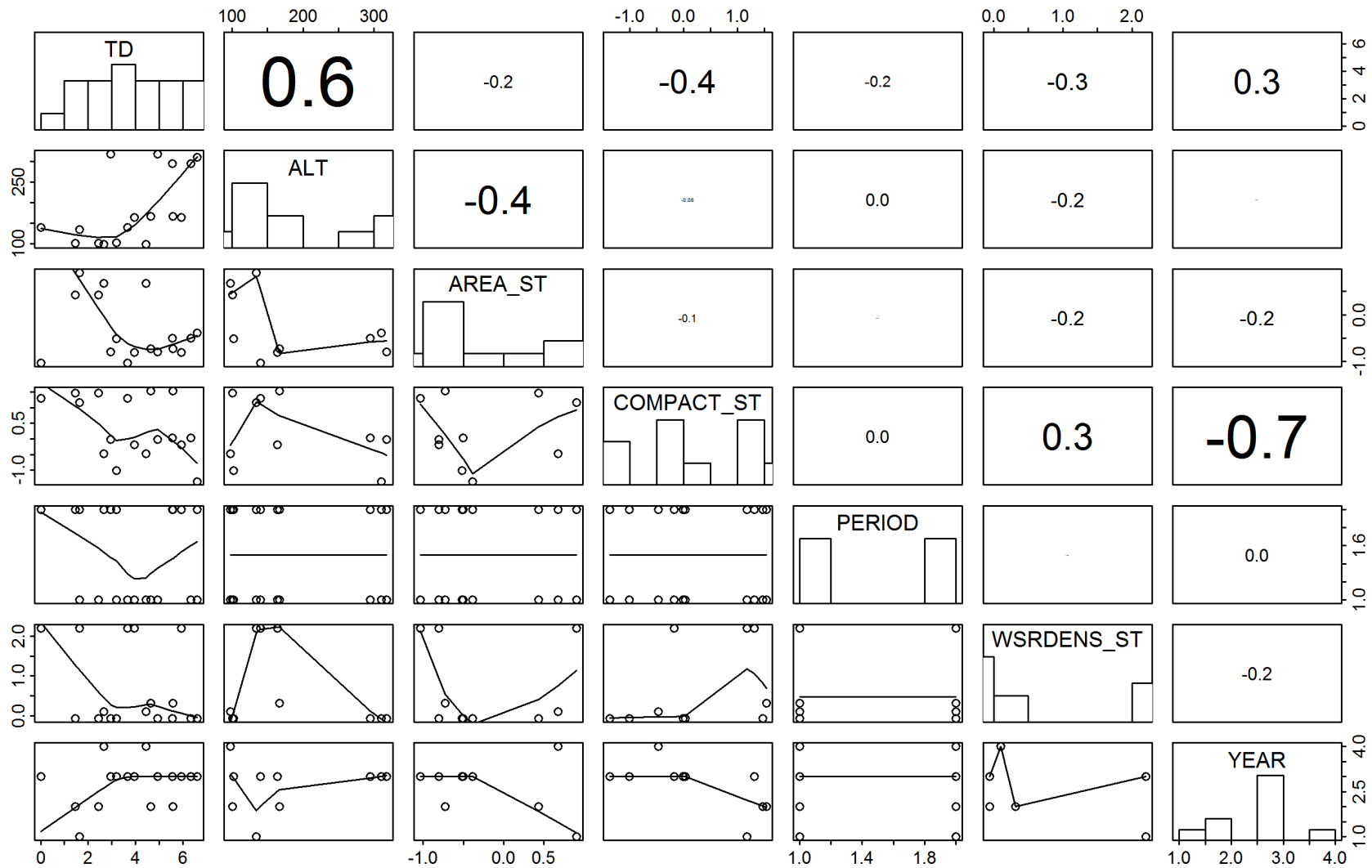


Abb. 66: Korrelationsplot für die Variablen des Modells AT-TD

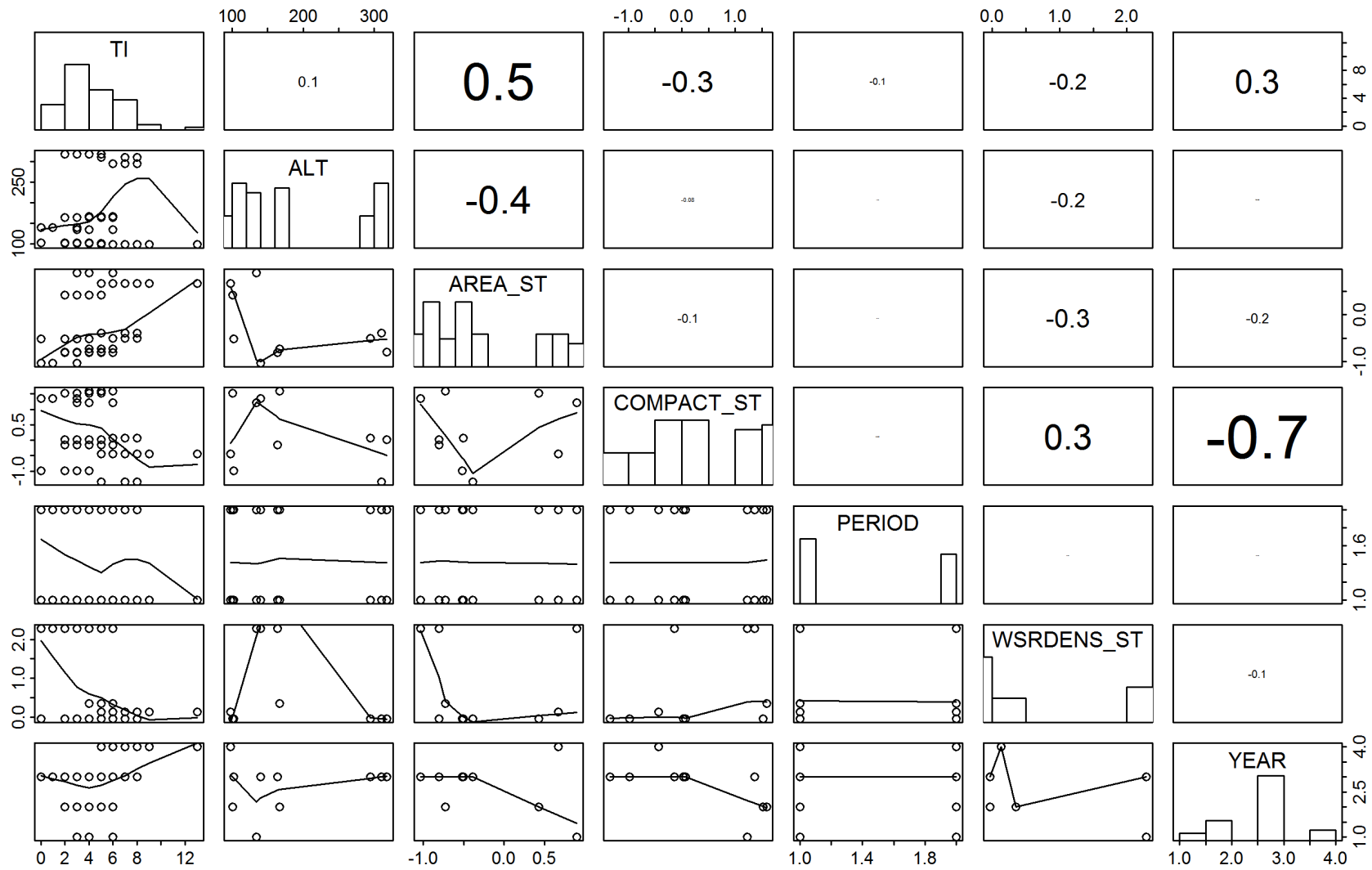


Abb. 67: Korrelationsplot für die Variablen des Modells AT-TI

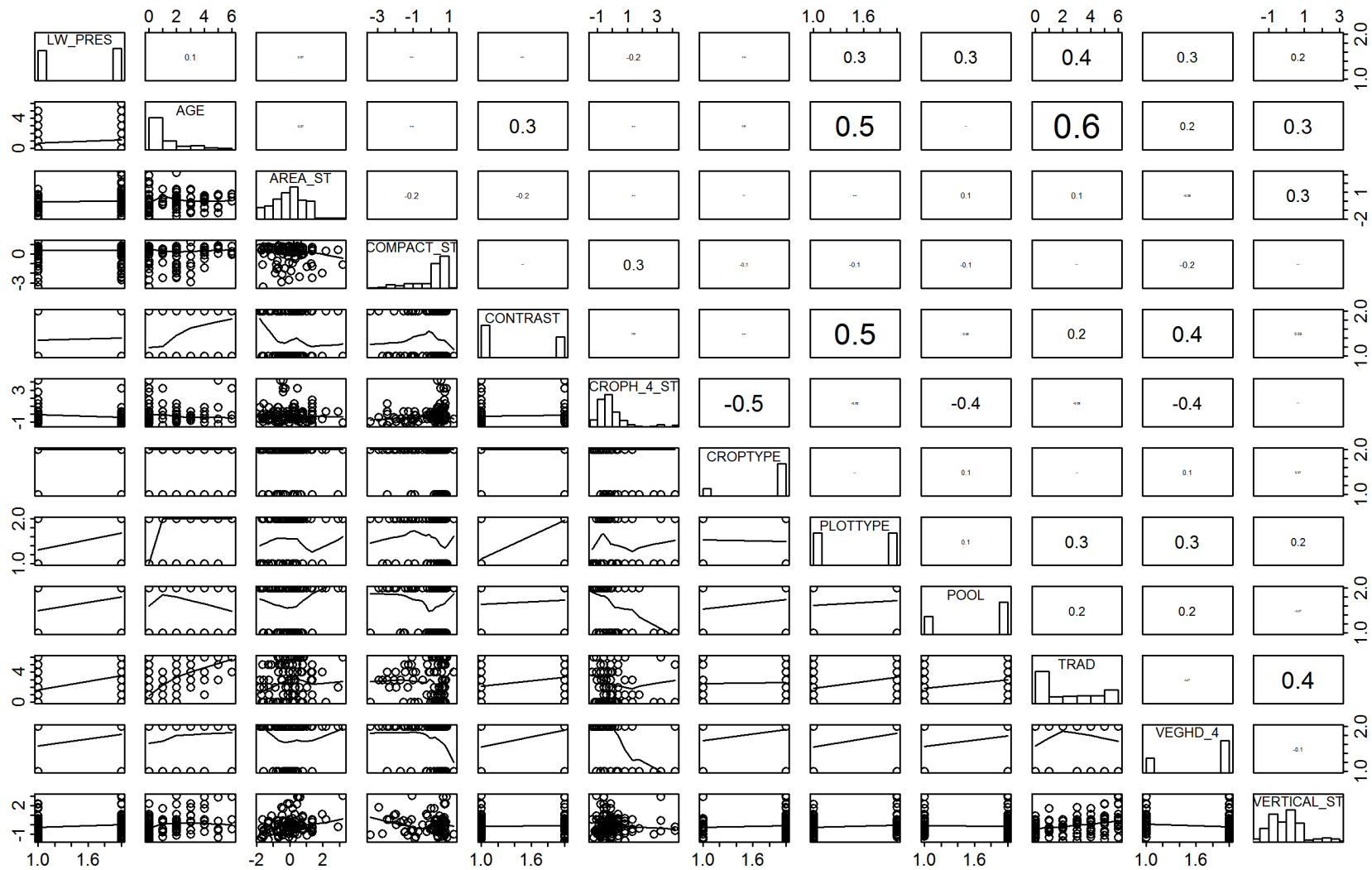


Abb. 68: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_PRES

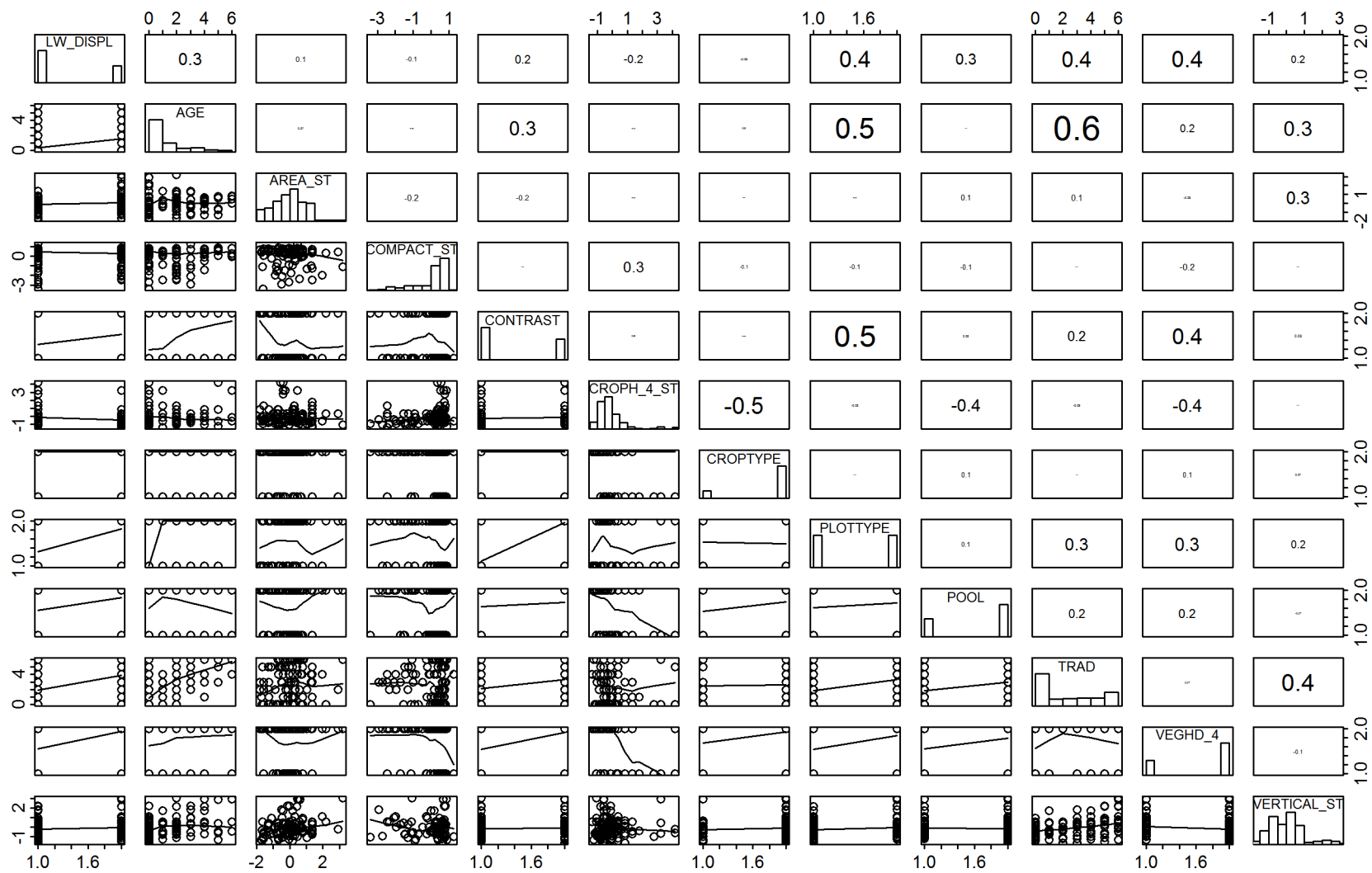


Abb. 69: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_DISPL

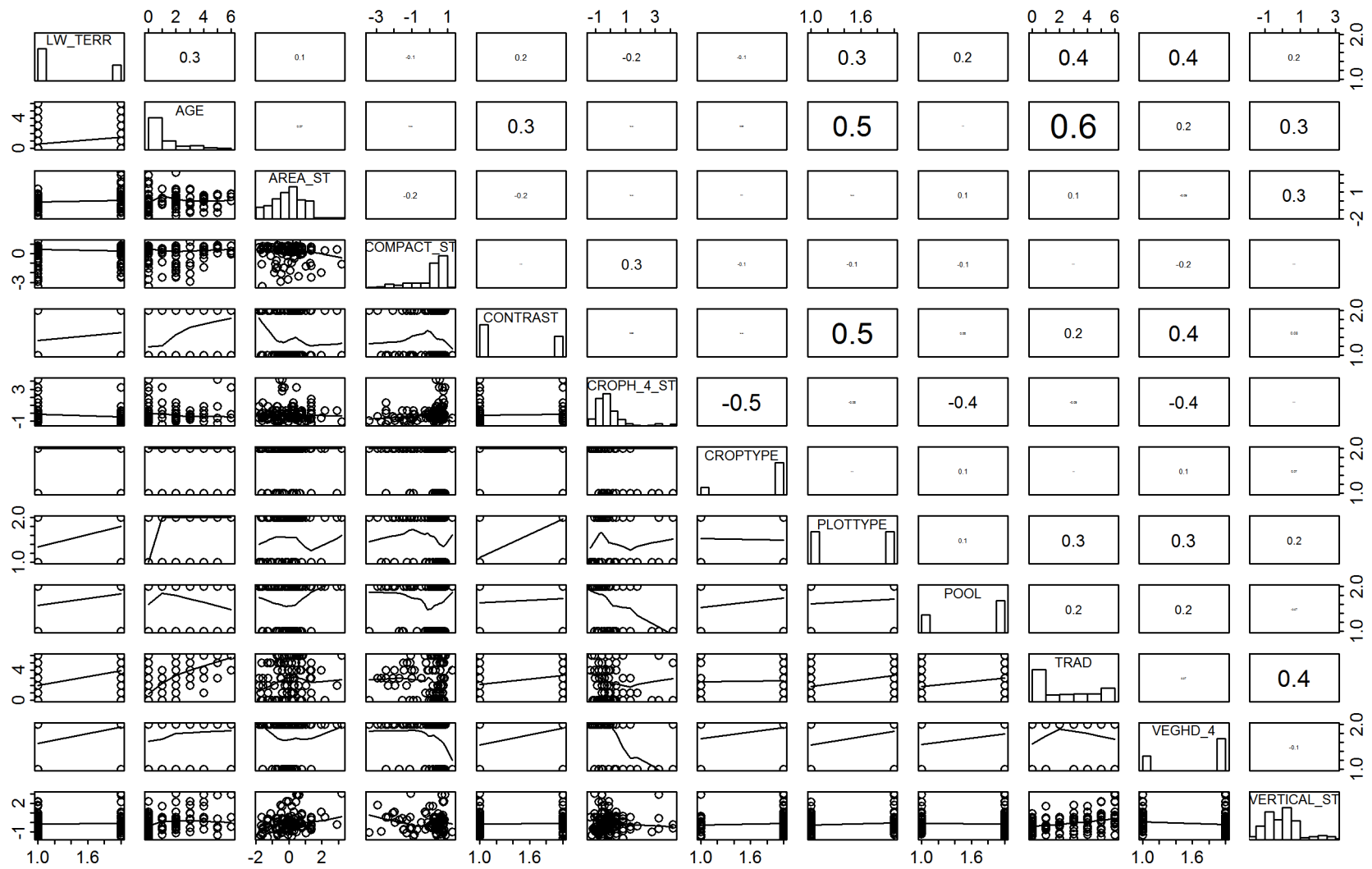


Abb. 70: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_TERR

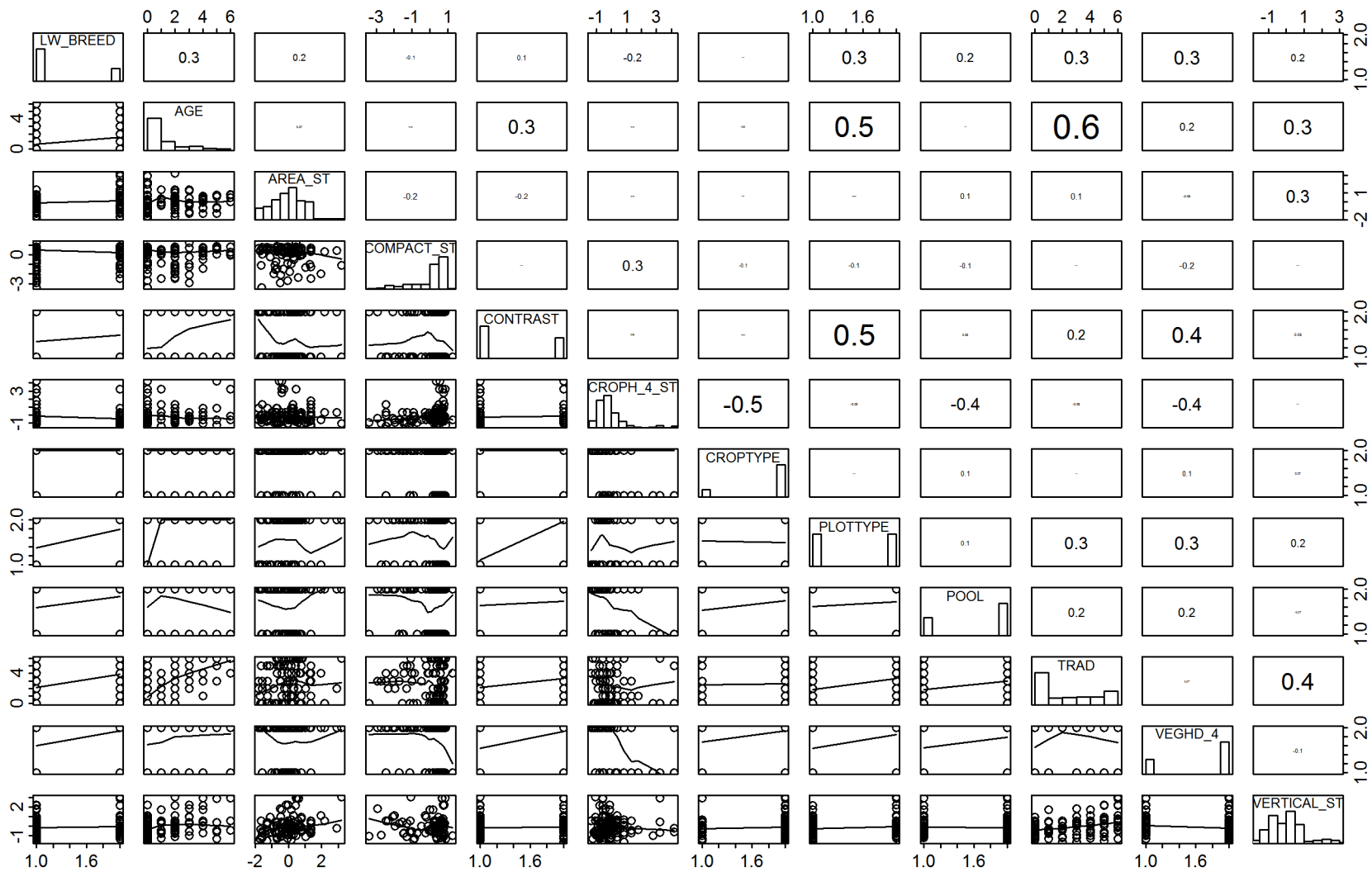


Abb. 71: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_BREED

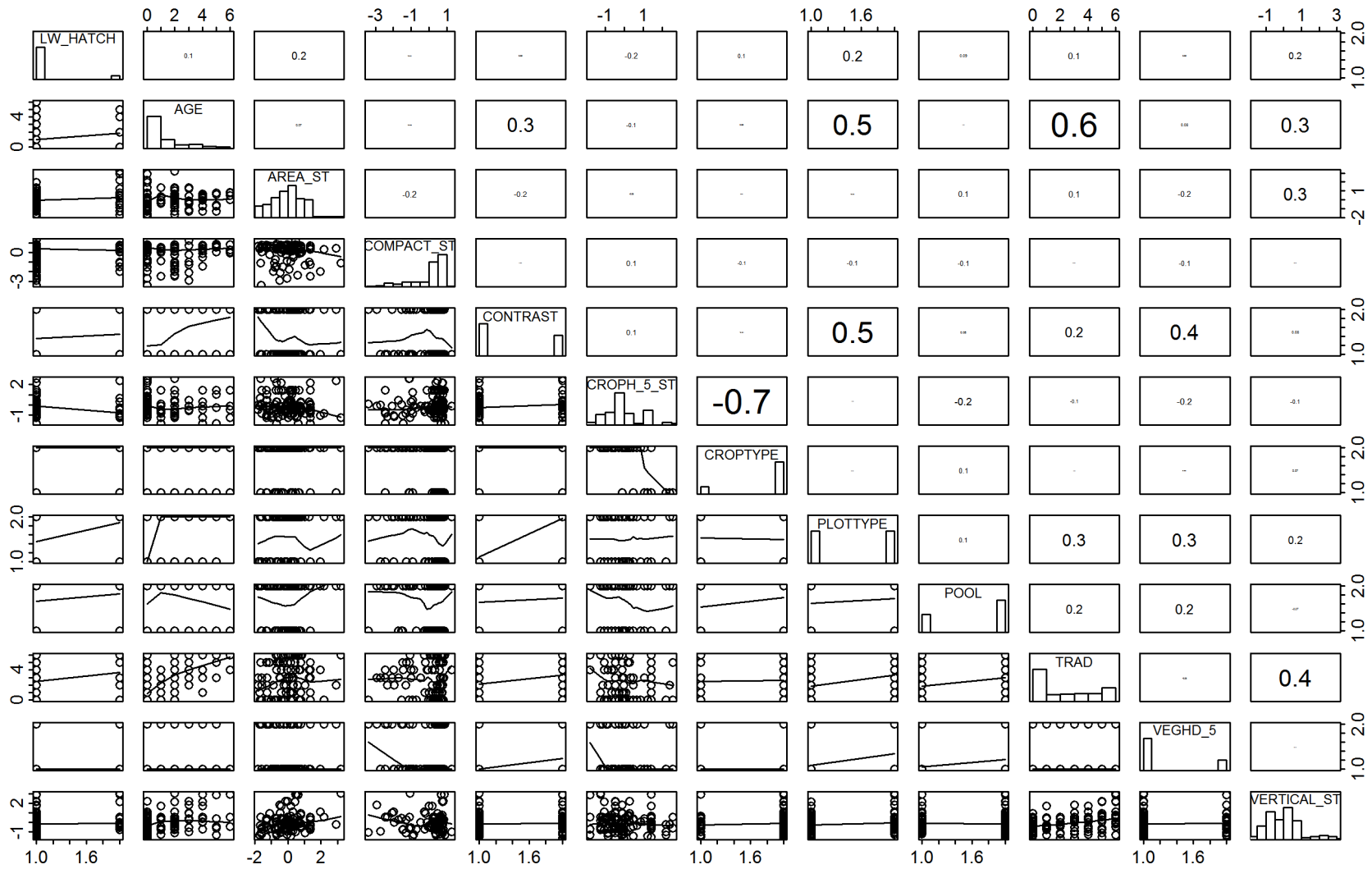


Abb. 72: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_HATCH

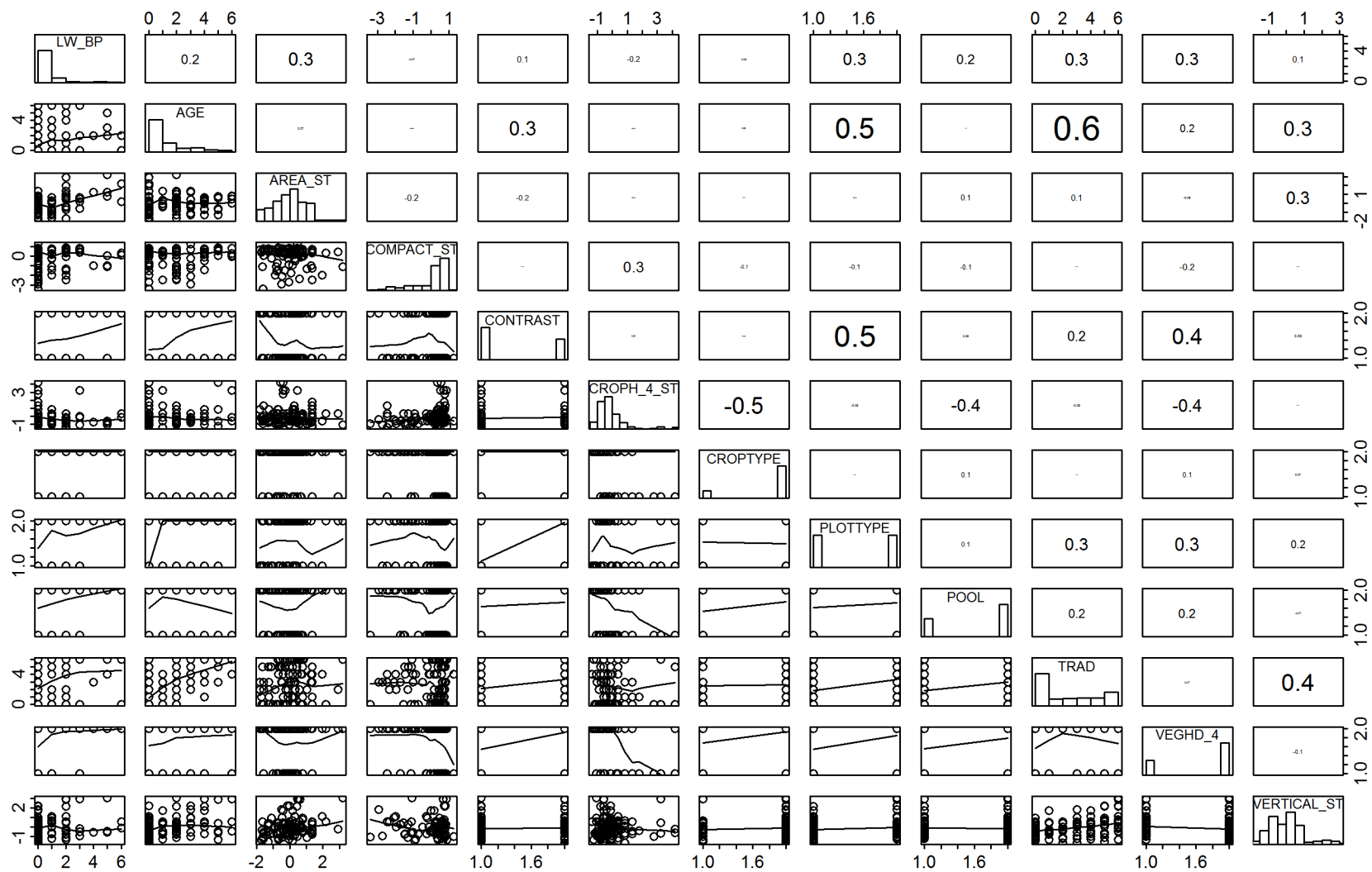


Abb. 73: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_BP

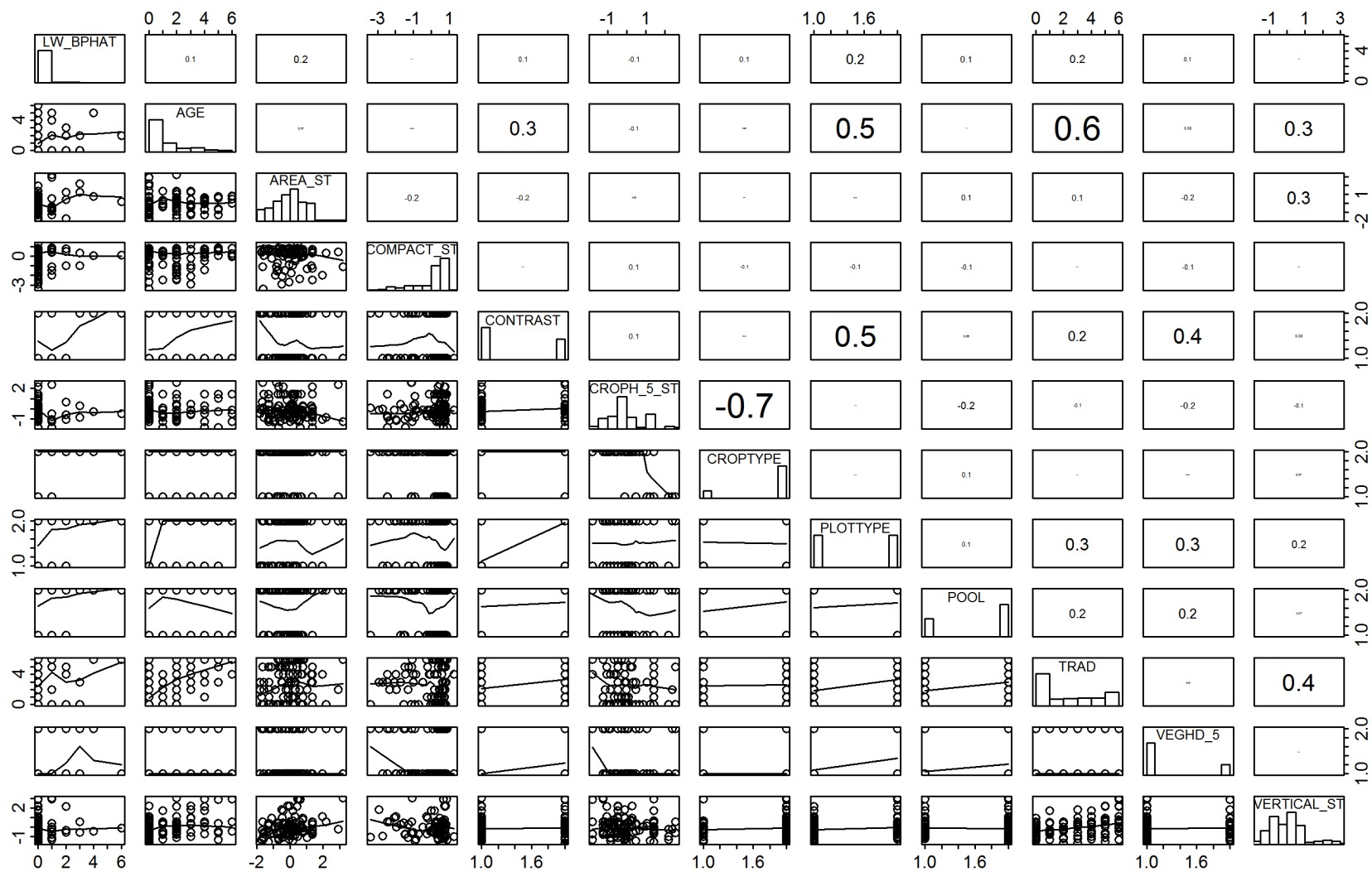


Abb. 74: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPCP-LW_BPHAT

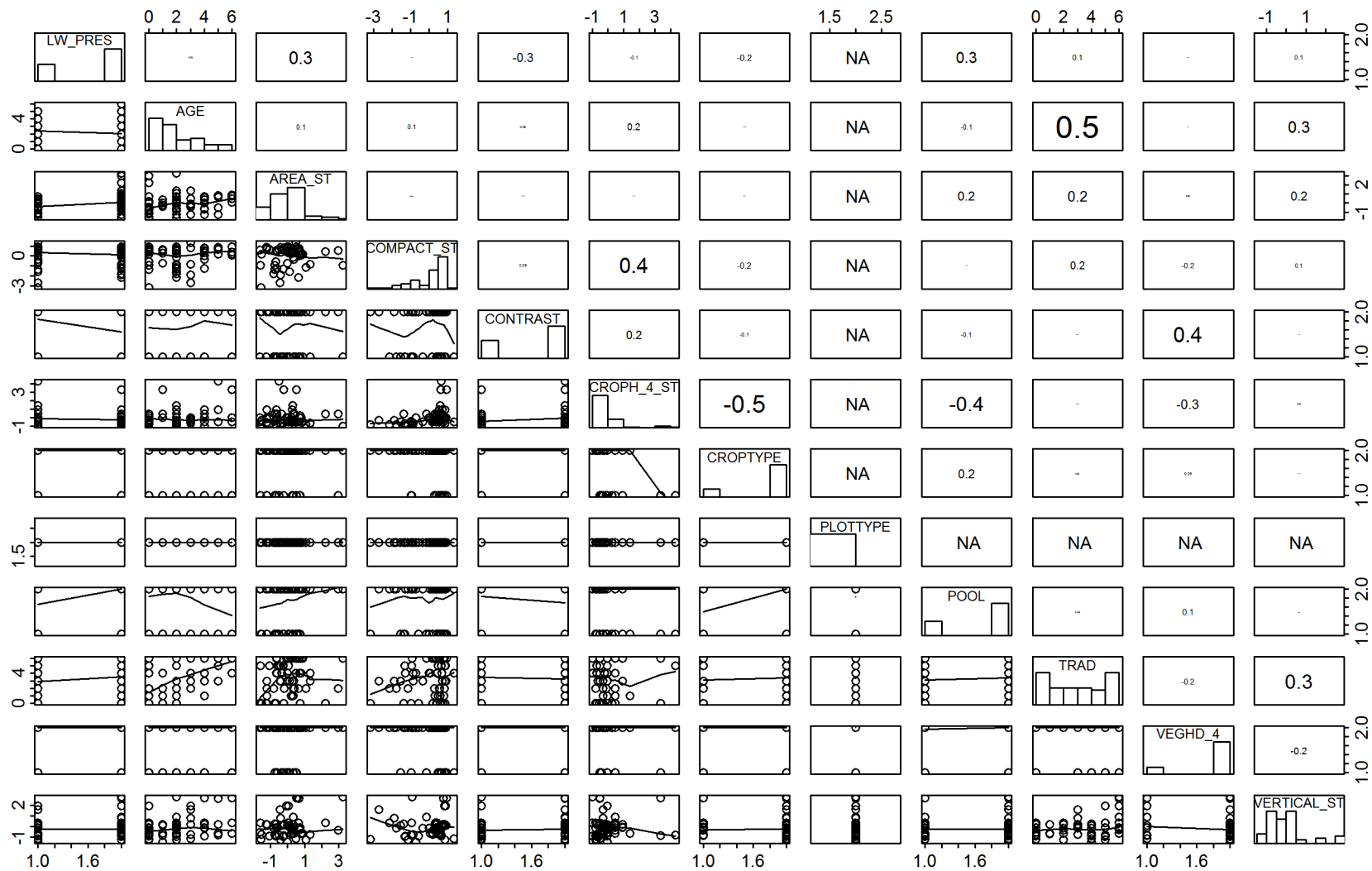


Abb. 75: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_PRES

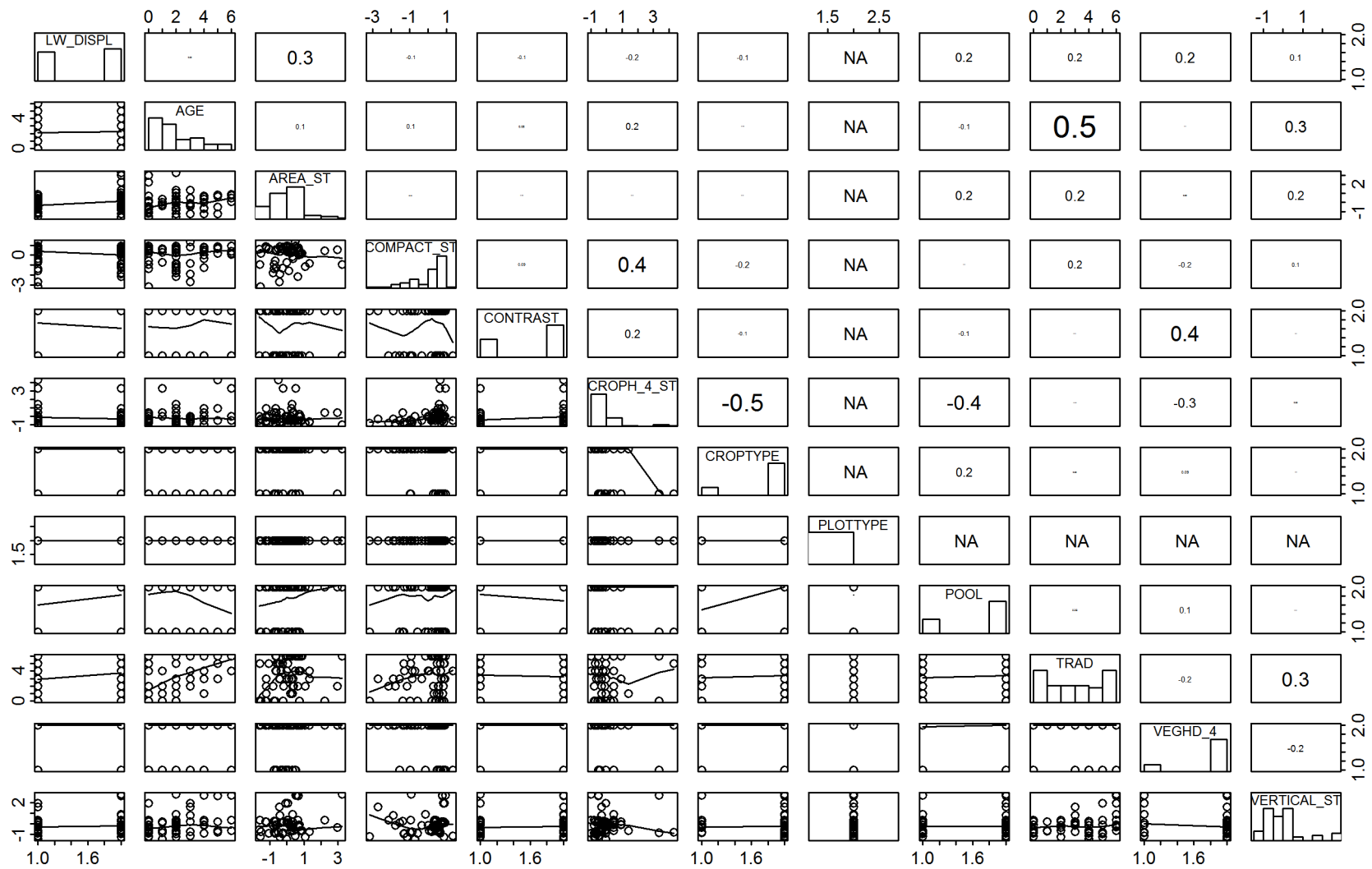


Abb. 76: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_DISPL

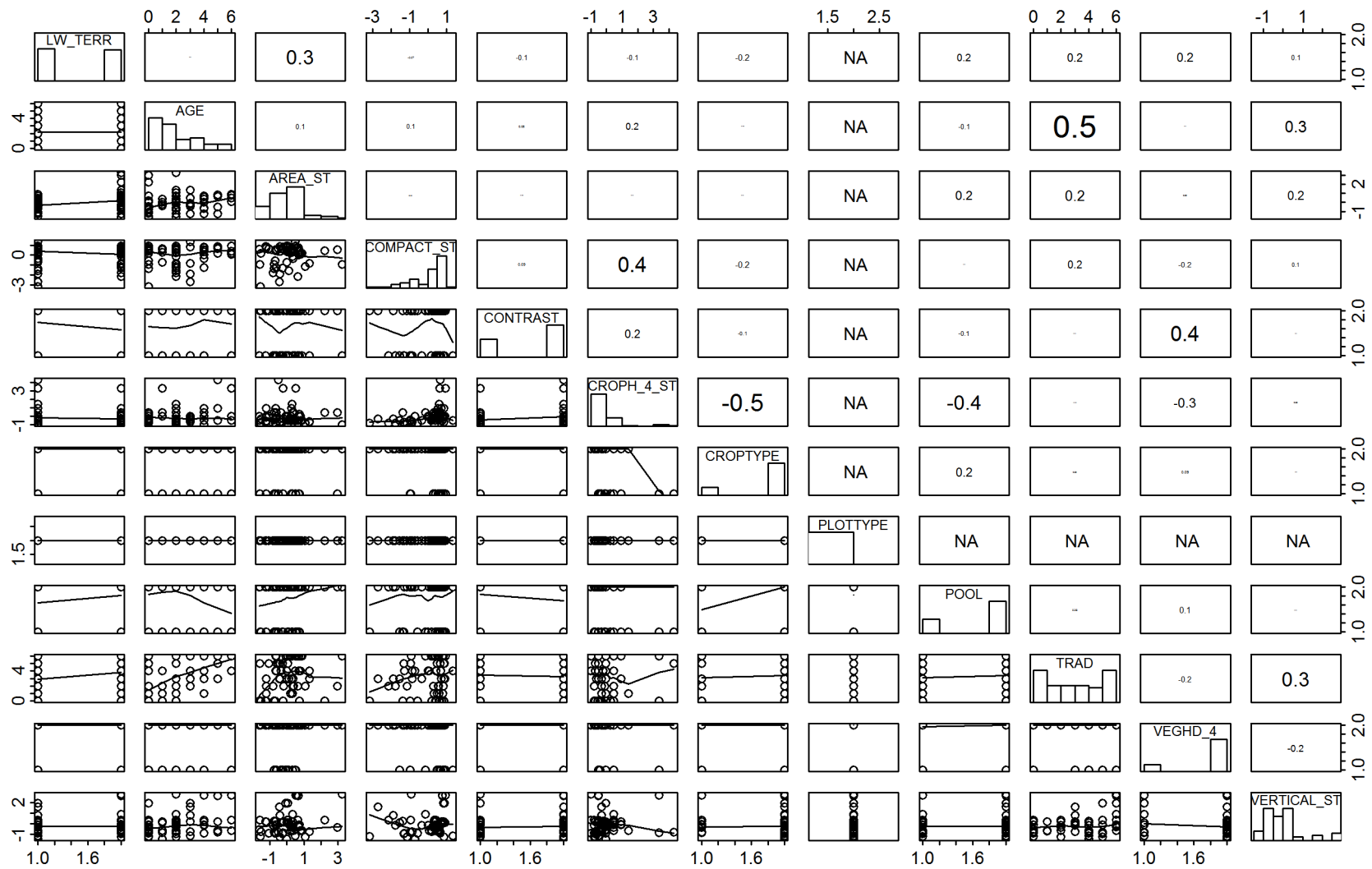


Abb. 77: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_TERR

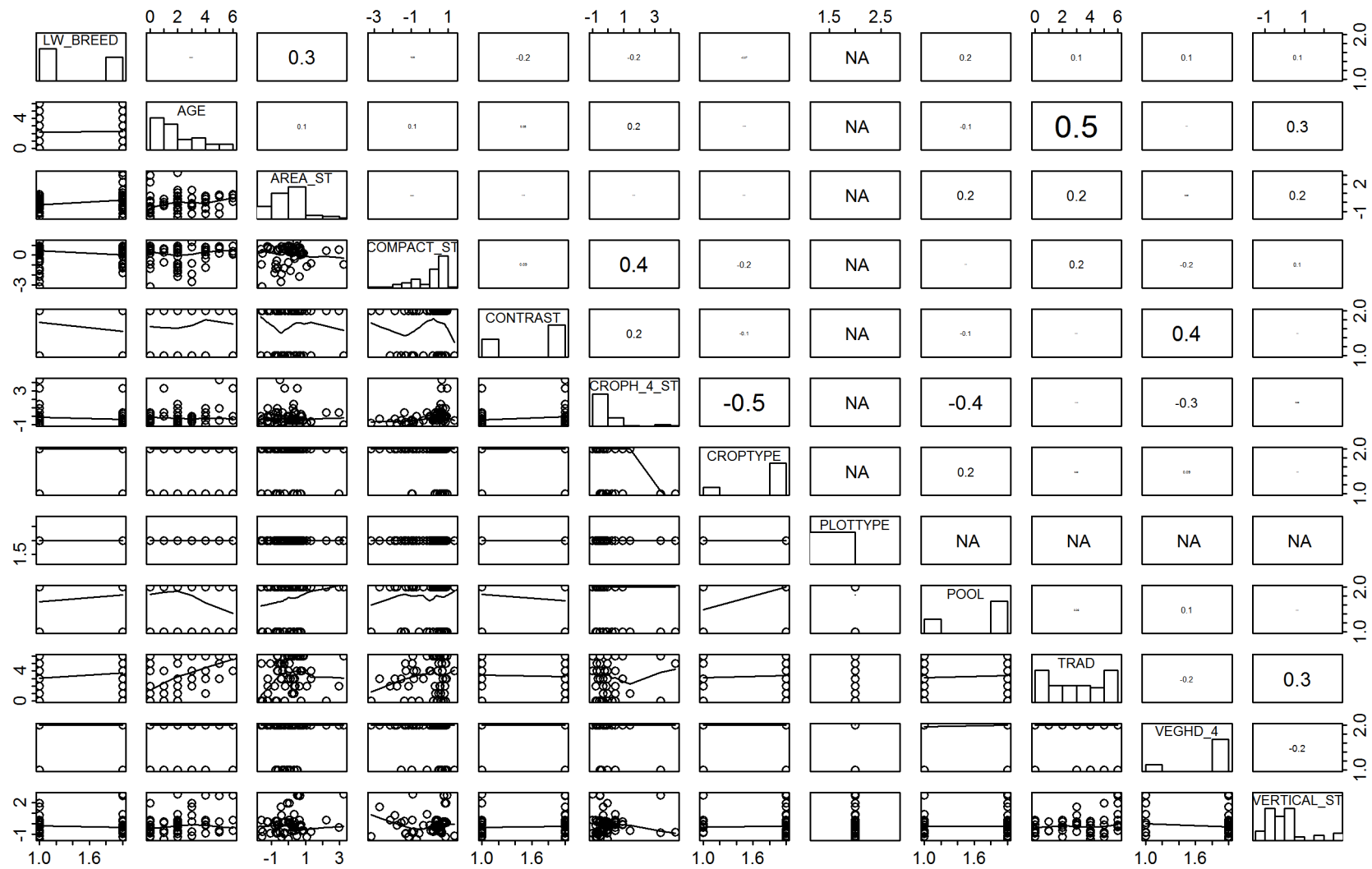


Abb. 78: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_BREED

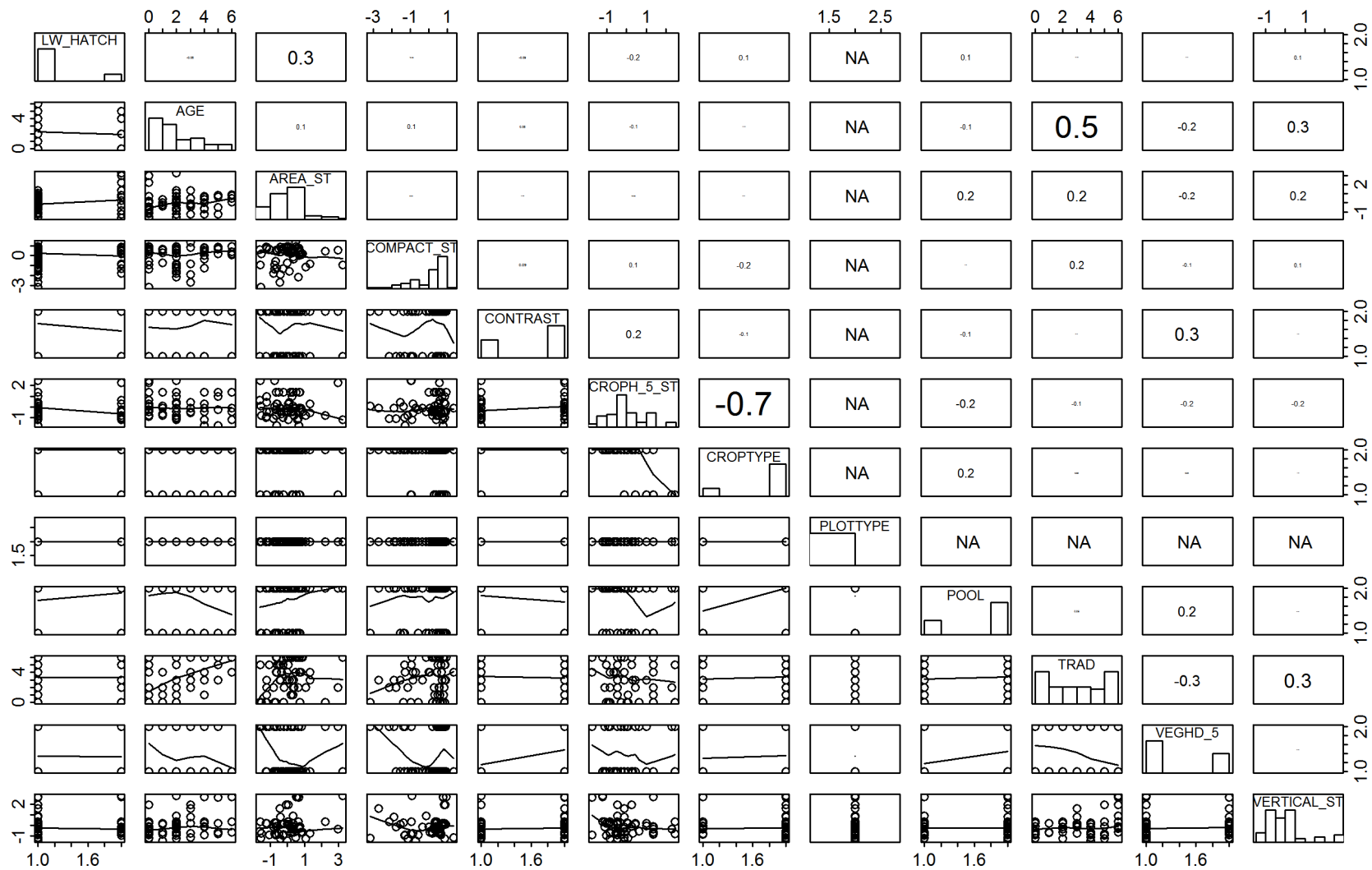


Abb. 79: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_HATCH

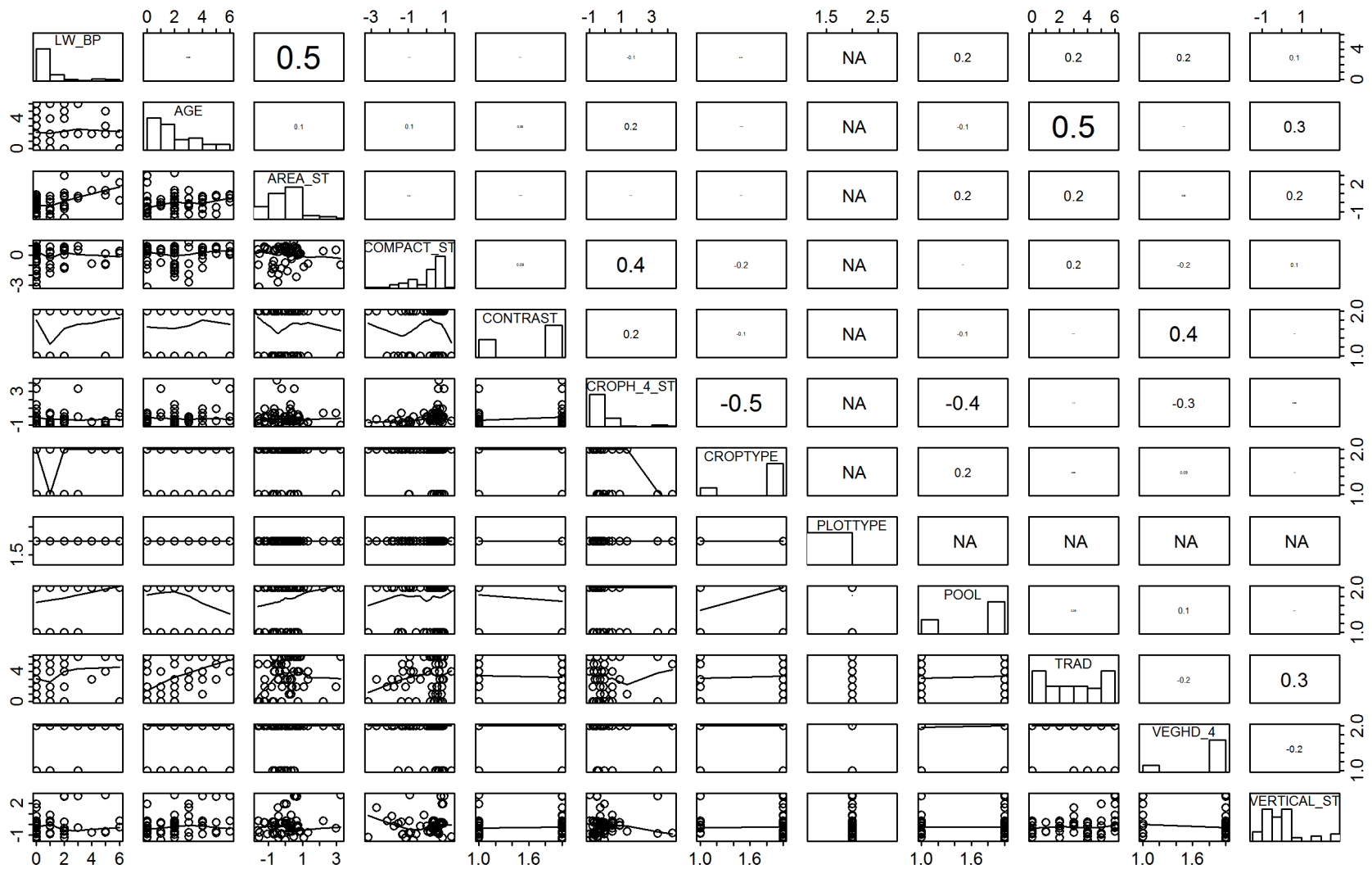


Abb. 80: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_BP

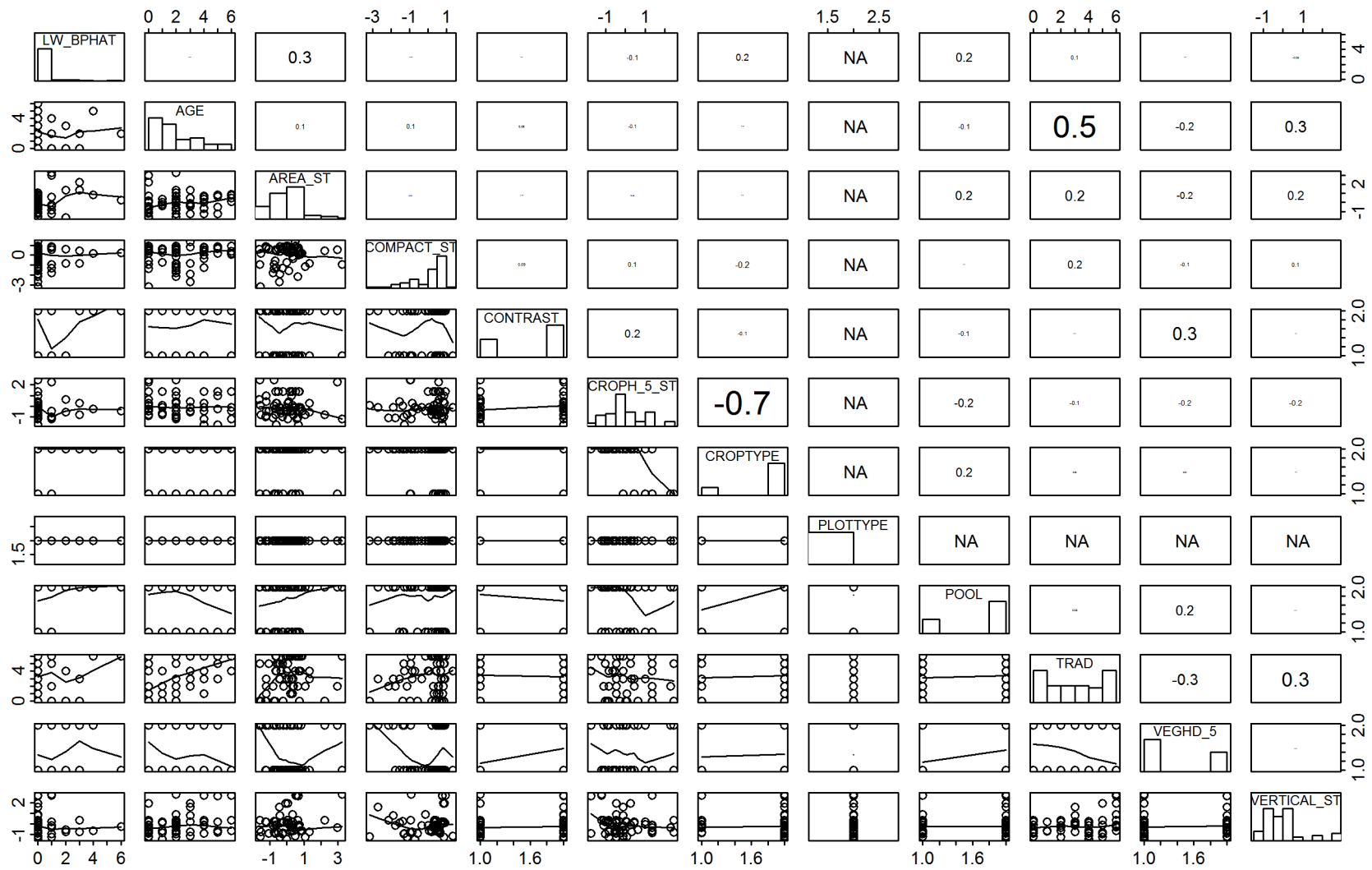


Abb. 81: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LP-LW_BPHAT

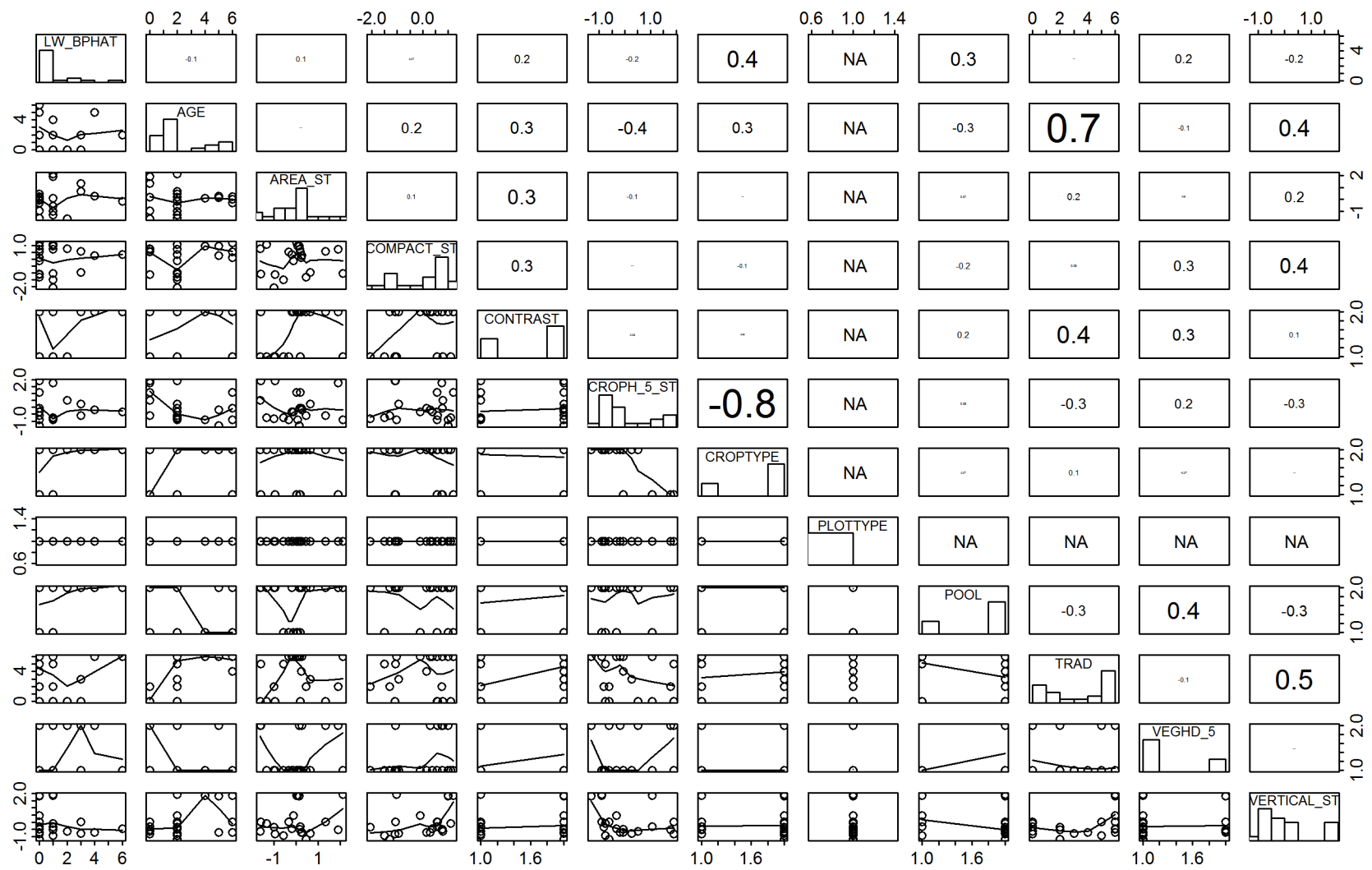


Abb. 82: Korrelationsplot für die Variablen des Modells LPbreed-LW_BPHAT

Anhang 9.3 Varianzinflationsfaktoren

Tab. 57: Varianzinflationsfaktoren zur Untersuchung der Feldlerchenfenster

Modellname	feste Effekte												
	ALT	AREA	COMPACT	CROPTYPE	PERIOD	SPDENS	TREATMENT	VEGD	VEGH	VEGHD	YEAR	TREATMENT*	PERIOD
SPCP-TD	1,21	1,57	1,91	1,35	2,06		3,36			2,19	1,22	3,23	
SPCPi-TI	1,25	1,89	2,38	1,30	2,47		2,60			1,95	1,21	3,04	
SP-TD	1,96	1,94	2,41	1,74	2,39	3,58		2,97	1,69		1,51		
SPI-TI	1,94	1,92	2,16	1,47	1,59	3,42		2,20	1,64		1,46		

Tab. 58: Varianzinflationsfaktoren zur Untersuchung der zusätzlichen Fahrgassen

Modellname	feste Effekte								
	ALT	AREA	COMPACT	PERIOD	TLDENS	TREATMENT	YEAR	TREATMENT*	PERIOD
ATCP-TD	1,76	2,31	2,16	2,00		2,12	1,28	3,00	
ATCPi-TI	2,65	5,14	2,98	2,31		2,03	1,58	3,00	
AT-TD	2,31	7,03	4,23	1,00	4,01		3,61		
ATi-TI	3,70	7,62	4,31	1,00	3,52		3,93		

Tab. 59: Varianzinflationsfaktoren zur Untersuchung der Kiebitzinseln

Modellname	feste Effekte												
	AGE	AREA	COMPACT	CONTRAST	CROPH_4	CROPH_5	CROPTYPE	PLOTTYPE	POOL	TRAD	VEGHD_4	VEGHD_5	VERTICAL
LPCP-LW_PRES	2,31	1,19	1,14	1,88	1,83		1,44	1,86	1,29	1,92	1,58		1,37
LPCP-LW_DISPL	1,71	1,16	1,15	1,62	1,81		1,42	1,45	1,27	1,59	1,58		1,33
LPCP-LW_TERR	1,75	1,15	1,15	1,68	1,79		1,42	1,53	1,28	1,61	1,62		1,30
LPCP-LW_BREED	1,62	1,12	1,14	1,68	1,70		1,32	1,46	1,24	1,48	1,48		1,28
LPCP-LW_HATCH	1,68	1,28	1,15	1,45		2,08	1,71	1,55	1,30	1,76		1,53	1,34
LPCP-LW_BP	1,54	1,67	1,28	1,59	1,98		1,47	1,37	1,33	1,62	1,23		1,69
LPCP-LW_BPHAT	1,52	1,92	1,31	1,41		1,91	1,30	1,25	1,30	1,77		1,59	1,96
LP-LW_PRES	2,17	1,62	1,17	1,81	2,30		2,12		1,39	1,74	2,11		1,34
LP-LW_DISPL	1,80	1,34	1,25	1,66	2,10		1,65		1,41	1,58	2,01		1,41
LP-LW_TERR	1,97	1,44	1,25	1,81	2,12		1,78		1,43	1,68	2,15		1,39
LP-LW_BREED	1,61	1,18	1,24	1,58	1,97		1,39		1,32	1,55	1,74		1,28
LP-LW_HATCH	1,54	1,33	1,20	1,26		2,22	1,99		1,30	1,81		1,47	1,27
LP-LW_BP	1,50	1,74	1,45	1,48	2,47		1,68		1,49	1,72	1,35		1,70
LP-LW_BPHAT	1,41	1,84	1,31	1,30		2,04	1,63		1,21	1,76		1,59	1,77
LPbreed-LW_BPHAT	2,48	4,12	2,85	2,93		2,90	2,30		1,28	3,38		2,40	3,36

Anhang 9.4 R-Code zur Berechnung der vollständigen Modelle

Tab. 60: R-Code zur Berechnung der vollständigen Modelle (LMM's, GLMM's) mit dem Paket 'lme4'

Modellname	Term
SPCP-TD	<code>lmer(log_TD ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + CROPTYPE + PERIOD + TREATMENT + VEGHD + YEAR + TREATMENT*PERIOD + (1 SITE/FIELD), data = SPCP, REML = TRUE, na.action = "na.fail")</code>
SPCPi-TI	<code>glmer(TI ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + CROPTYPE + PERIOD + TREATMENT + VEGHD + YEAR + TREATMENT*PERIOD + (1 SITE/FIELD) + (1 DOY), data = SPCPi, family = poisson(log), na.action = "na.fail")</code>
SP-TD	<code>lmer(log_TD ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + CROPTYPE + PERIOD + SPDENS_ST + VEGD_ST + VEGH_ST + YEAR + (1 SITE/FIELD), data = SP, REML = TRUE, na.action = "na.fail")</code>
SPI-TI	<code>glmer(TI ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + CROPTYPE + PERIOD + SPDENS_ST + VEGD_ST + VEGH_ST + YEAR + (1 SITE/FIELD) + (1 DOY), data = SPI, family = poisson(log), na.action = "na.fail")</code>
ATCP-TD	<code>lmer(log_TD ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + PERIOD + TREATMENT + YEAR + TREATMENT*PERIOD + (1 FIELD), data = ATCP, REML = TRUE, na.action = "na.fail")</code>
ATCPi-TI	<code>glmer(TI ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + PERIOD + TREATMENT + YEAR + TREATMENT*PERIOD + (1 FIELD) + (1 DOY), data = ATCPi, family = poisson(log), na.action = "na.fail")</code>
AT-TD	<code>lmer(log_TD ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + PERIOD + ATDENS_ST + YEAR + (1 FIELD), data = AT, REML = TRUE, na.action = "na.fail")</code>
ATi-TI	<code>glmer(TI ~ 1 + ALT + AREA_ST + COMPACT_ST + PERIOD + ATDENS_ST + YEAR + (1 FIELD) + (1 DOY), data = ATi, family = poisson(log), na.action = "na.fail")</code>
LPCP-LW_PRES	<code>glmer(LW_PRES ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + PLOTTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPCP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")</code>
LPCP-LW_DISPL	<code>glmer(LW_DISPL ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + PLOTTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPCP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")</code>
LPCP-LW_TERR	<code>glmer(LW_TERR ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + PLOTTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPCP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")</code>
LPCP-LW_BREED	<code>glmer(LW_BREED ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + PLOTTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPCP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")</code>
LPCP-LW_HATCH	<code>glmer(LW_HATCH ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_5_ST + CROPTYPE + PLOTTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_5 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPCP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")</code>

Tab. 60 fortgesetzt

Modellname	Term
LPCP- LW_BPHAT	glmer(LW_BPHAT ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_5_ST + CROPTYPE + PLOTTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_5 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPCP, family = poisson(log), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP-LW_PRES	glmer(LW_PRES ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP-LW_DISPL	glmer(LW_DISPL ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP-LW_TERR	glmer(LW_TERR ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP- LW_BREED	glmer(LW_BREED ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP- LW_HATCH	glmer(LW_HATCH ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_5_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_5 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = binomial(logit), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP-LW_BP	glmer(LW_BP ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_4_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_4 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = poisson(log), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LP- LW_BPHAT	glmer(LW_BPHAT ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_5_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_5 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LP, family = poisson(log), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")
LPbreed- LW_BPHAT	glmer(LW_BPHAT ~ 1 + AGE + AREA_ST + COMPACT_ST + CONTRAST + CROPH_5_ST + CROPTYPE + POOL + TRAD + VEGHD_5 + VERTICAL_ST + (1 POP) + (1 YEAR) + (1 VOLUNT), data = LPbreed, family = poisson(log), nAGQ = 1, control=glmerControl(optimizer="bobyqa", optCtrl=list(maxfun=1e5)), na.action = "na.fail")